



TITLE:

「福島原発事故による周辺生物への影響に関する専門研究会」報告書

AUTHOR(S):

CITATION:

「福島原発事故による周辺生物への影響に関する専門研究会」報告書. KUR REPORT OF KYOTO UNIVERSITY RESEARCH REACTOR INSTITUTE 2016, 4: i-135: KURRI-EKR-4 (KURRI-KR-209).

ISSUE DATE:

2016-01

URL:

<http://hdl.handle.net/2433/210270>

RIGHT:

ISSN 2189-7107

KURRI-EKR-4

PRINT ISSN 1342-0852
KURRI-KR-209

「福島原発事故による周辺生物への影響に関する
専門研究会」報告書

**Proceedings of the Specialists' Meeting
on
Effects of the Fukushima-1 Accident on Animals and Plants
around the NPP Site**

平成27年8月10日～11日 開催
(August 10 - 11, 2015)

編集： 今中哲二
福本 学

Edited by : Imanaka T.
Fukumoto M.

京 都 大 学 原 子 炉 実 験 所
Research Reactor Institute, Kyoto University

はじめに

2011年3月11日の地震・津波をきっかけとして、福島第1原発では3つの原子炉において炉心熔融事故が発生し、大量の放射能が環境中に放出される事態に至った。事故から5年が経過しようとする現在においても、第1原発周辺住民の避難指示は継続し、汚染の中心であるセシウム137の半減期が30年であることを考えると、これから数100年にわたって環境汚染が継続することになる。

福島第1原発事故という“歴史的事件”の発生を受け、日本の多くの研究者が自らの専門性を生かして原発事故の影響を解明するため、自主的にさまざまな活動をはじめた。福島周辺の放射能汚染調査をしてきた今中と避難指示区域内の被災動物調査をしてきた福本の間で2年ほど前、「福島原発周辺で生物影響の調査をしている研究者が集まって議論する場をつくろう」ということになった。それを受けて、2014年8月10日と11日に京都大学原子炉実験所において最初の勉強会を行った。折からの台風にもかかわらず、12件の報告と約40人の参加あり、このときの議論の成果は、*Journal of Radiation Research* の special issue としてまとめられつつある。第2回目の勉強会は、2015年8月10日と11日に京都大学原子炉実験所の「福島原発事故による周辺生物への影響に関する専門研究会」として開催し、24件の報告と70人余りの参加があった。本レポートは、この専門研究会のプロシーディングスとして21編の原稿を収録したものである。なお、研究会でのパワーポイントや関連文献 URL を下記ホームページに掲載してある。

<http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/NSRG/FSEB/>

2回の勉強会を通じて我々が実感しているのは、生態系というものが抱えている複雑さであり、周辺生物への原発事故の影響を解明するという仕事は、到底ひと筋縄では行きそうもない。ひと筋縄でなくとも、サイエンスの基本は自然を生真面目に観察することであり、さまざまな研究者がさまざまな観察結果を持ち寄って議論する中から、何かしっかりしたものが見えてくるものと期待している。

2016年1月

今中 哲二 京都大学 原子炉実験所

福本 学 東北大学 加齢医学研究所

Proceedings of the workshop “Effects of the Fukushima-1 Accident on Animals and Plants around the NPP Site”

Preface

The meltdown accident began at three reactors of the Fukushima-1 NPP triggered by the earthquake and tsunami on March 11, 2011, which led to a large amount of radioactivity release into the environment. Since then almost five years have passed, but residents are still evacuated from heavily contaminated areas around the NPP site. Considering that the time length of 30 years, the half-life for the major contaminant of Cs-137, we have to cope with the radioactive contamination for hundreds of years.

Being motivated by the historical event of the Fukushima-1 NPP accident, many scientists in Japan of various fields began activities to investigate the consequences of the accident using their own specialties. At the beginning of 2014, Fukumoto M. of Tohoku University and Imanaka T. of Kyoto University talked to have a workshop of scientists who have been involved in research on the effects of the Fukushima-1 accident on animals and plants in the environment. The first workshop was held August 10 – 11, 2014 at Research Reactor Institute, Kyoto University. During twelve presentations, various interesting discussions were made among 40 participants. The results of this workshop are now being prepared as a special issue of Journal of Radiation Research.

The second workshop was held August 10 -11, 2015 also at Research Reactor Institute, Kyoto University. There were 24 presentations and more than 70 participants. This report (KURRI-EKR-4) is prepared as the proceedings of the second workshop. Power Point files at the workshop and URL of previous papers are shown at the following:

<http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/NSRG/FSEB/>

Through discussions during two workshops, we feel complexity of ecology, which makes us difficult to find clear conclusions. Anyway, using different approaches by various scientists to observe the nature and through the serious discussion based on various observations, we hope to find out something certain about the consequences of the Fukushima-1 accident.

January 2016

IMANAKA Tetsuji

FUKUMOTO Manabu

目次

はじめに

1. 福島原発事故被災動物の線量評価事業の立ち上げから今後の課題.....	1
福本学、被災動物線量評価グループ	
2. 低線量率ガンマ線長期照射マウスの寿命、染色体異常などの変化.....	5
田中公夫	
3. セシウム 137 の慢性的経口摂取で多世代にわたり低線量・低線量率内部被ばくを続けた子孫マウスでの生理的、遺伝的影響.....	16
中島裕夫、藤堂剛	
4. 福島県高線量地域におけるアブラムシ類の形態異常の年間、地域間変動.....	23
秋元信一	
5. 放射能汚染地域におけるヤマトシジミの調査.....	32
平良渉、檜山充樹、岩崎茉世、阪内香、大瀧丈二	
6. ヤマトシジミの被曝実験.....	42
阪内香、野原千代、檜山充樹、平良渉、岩崎茉世、大瀧丈二	
7. 福島第一原発 14 km地点の牧場における放射性セシウムの糞食性昆虫への移行および蓄積.....	49
岩佐光啓、壁谷英幸、中谷郁也	
8. 土壌中放射性セシウムのシマミミズへの移行・体内分布・滞留.....	55
藤原慶子	
9. 福島第一原子力発電所事故によるツバメの巣の放射性セシウム汚染状況.....	60
岩見恭子、小林さやか、柴田康行、山崎剛史、尾崎清明	
10. 節足動物の栄養段階からみる食物連鎖における放射性セシウムの動態.....	68
田中草太、高橋千太郎、足達太郎、高橋知之	
11. 福島第一原子力発電所から放出された放射性物質が野生ニホンザルに与えた健康影響 ～4年間の研究成果と今後の課題～.....	73
羽山伸一	
12. 被災家畜における生殖器官・機能影響の評価.....	78
山城秀昭、瀧野祥生、菅野有晃、漆原佑介、鈴木正敏、桑原義和、阿部靖之、杉村智史、小林仁、福田智一、木野康志、篠田壽、磯貝恵美子、福本学	
13. 被災ウシの血漿生化学検査による被ばく影響評価.....	82
漆原佑介、川角浩、平川泰子、遠藤暁、関根勉、木野康志、林剛平、桑原義和、鈴木正敏、福本基、山城秀昭、阿部靖之、福田智一、小林仁、磯貝恵美子、篠田壽、新井敏郎、福本学	

14. 肉用牛の血液、及び筋肉における放射性セシウムの生物学的半減期.....	86
鈴木正敏、鈴木秀彦、石黒裕敏、木野康志、漆原佑介、齊藤陽介、渡邊智、小堤知行、 曾地雄一郎、西清志、安彦亮、鷺尾亮太、桑原義和、沼辺孝、関根勉、福本学	
15. 放射能汚染地域のため池に棲むコイの健康状態.....	92
鈴木譲	
16. 放射線被曝がヤマメ血液性状に与える影響.....	98
原将樹、川田暁、榎本昌宏、富谷敦、渡邊昌人、森下大悟、泉茂彦、中嶋正道	
17. 高線量地帯における鳥類の研究経過、困難な点と現時点の展望.....	105
石田健	
18. 福島原発事故帰還困難区域における牛と放牧地の状況.....	111
岡田啓司、原発事故被災動物と環境研究会	
19. 福島第1原発周辺汚染地域での地表ベータ線量のマッピング.....	115
遠藤暁、梶本剛 田中憲一、グエンタットタン、林剛平、今中哲二	
20. チェルノブイリ原発事故がもたらした生物影響に関する研究の紹介.....	119
今中哲二	
21. 原発事故による環境異変と電磁波被曝の環境影響.....	125
荻野晃也	

－ 2015 年 専門研究会プログラム

－ 2014 年 勉強会プログラム

Contents

Preface

1.	Fukushima Animal Archive: Its establishment and what will be next.	1
	Fukumoto M, The Group for the Comprehensive Dose Evaluation in Animals from the Area Affected by the FNPP Accident	
2.	Frequencies of Chromosome Aberrations and Life Shortening in Chronically Irradiated Mice at Low-Dose-Rate.	5
	Tanaka K.	
3.	Physiological, genomic effects in descendant mice after the every generational low dose-rate internal ¹³⁷ Cs radiation exposure.	16
	Nakajima H and Todo T	
4.	Temporal and spacial variation in morphological abnormality found in gall-forming aphids in a highly contaminated area in Fukushima.	23
	Akimoto S	
5.	Fieldwork of the Pale Grass Blue Butterfly in Radioactive Polluted Area.	32
	Taira W, Hiyama A, Iwasaki M, Sakauchi K and Otaki JM	
6.	External and internal exposure experiments on the pale grass blue butterfly.	42
	Sakauchi K, Nohara C, Hiyama A, Taira W, Iwasaki M, Otaki JM	
7.	Radiocesium concentrations in coprophagous insects at a pasture of 14 km distance from the Fukushima Nuclear Power Plant.	49
	Iwasa M, Kabeya H and Nakaya F	
8.	Uptake, distribution and retention of radiocesium in earthworm cultured in the soil contaminated by Fukushima nuclear power plant accident.	55
	Fujiwara K	
9.	Radioactive cesium concentration in nests of Barn Swallow <i>Hirundo rustica</i> throughout Japan just after Fukushima Nuclear accident in 2011.	60
	Iwami Y, Kobayashi S, Shibata Y., Yamasaki T and Ozaki K	
10.	The movement of the radioactive cesium in the food chain by the trophic levels of arthropod.	68
	Tanaka S, Takahashi S, Adati T and Takahashi T	
11.	Health effect by radioactive contaminants of wild Japanese monkeys in Fukushima city ; Research achievements for 4 years and future challenges.	73
	Hayama S	
12.	Effects of radiation exposure on reproductive organ and heritable effects in livestock animals after the Fukushima accident.	78
	Yamashiro H, Takino S, Sugano Y, Urushihara U, Suzuki M, Kuwahara K, Abe Y, Sugimura S, Kobayashi J, Fukuda T, Kino Y, Shinoda H, Isogai E and Fukumoto M	

13. Investigation of plasma biomarker levels in cattle after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident.	82
Urushihara Y, Kawasumi K, Hirakawa Y, Endo S, Sekine T, Kino Y, Hayashi G, Kuwahara Y, Suzuki S, Fukumoto Mo., Yamashiro H, Abe Y, Fukuda T, Kobayashi J, Shinoda H, Isogai E, Arai T and FukumotoMa	
14. Radioactive cesium in blood and muscle of cattle fed with contaminated food.	86
Suzuki M, Suzuki H, Ishiguro H, Kino Y, Urushihara Y, Watanabe S, Saito Y, Kozutsumi T, Sochi Y, Nishi K, Abiko R, Washio R, Kuwahara Y, Numabe T, Sekine T and Fukumoto M	
15. Influences of radiation on carp from farm ponds in Fukushima.	92
Suzuki Y	
16. The effect of ¹³⁷Cs on the hematology in the masu salmon (<i>Onchorhynchus masou</i>) collected in the rivers of Fukushima.	98
Hara M Kawada G, Enomoto M, Tomiya A, Watanabe M, Morishita D, Izumi S and Nakajima M	
17. Bird surveys at the Fukushima-daiichi NPP accident area: present results, problems and perspective.	105
Ishida K	
18. The investigation of the Japanese Black cattle as well as their rearing environment inside the "difficult-to-return zone" due to Fukushima nuclear power plant disaster.	111
Okada K and Society for Animal Refugee & Environment post Nuclear Disaster	
19. Mapping of soil surface beta-ray dose at contaminate area by the Fukushima-1 NPP Accident.	115
Endo S, Kajimoto T, Tanaka K, Nguyen Tat T, Hayashi G and Imanaka T	
20. Short Review of Studies on the Radiological Impact by the Chernobyl NPP Accident on Plants and Animals.	119
Imanaka T	
21. Ecological Effects of Nuclear Accidents and Electromagnetic Fields.	125
Ogino K	
<ul style="list-style-type: none"> - Program of the meeting in 2105 - Program of the meeting in 2014 	

福島原発事故被災動物の線量評価事業の立ち上げから今後の課題

福本学¹、被災動物線量評価グループ

¹ 東北大学加齢医学研究所、

放射線の人体影響として、大線量被ばくによって起こる細胞死が原因である急性障害と、ある程度の小線量被ばくによって起こる遺伝子変異が原因である晩発障害が知られている。2011年3月11日の東日本大震災に伴って起こった東京電力福島第一原子力発電所（福島原発）の事故によって大量の人工放射性物質が環境中へ放出され、ヒトと生態系への悪影響が懸念されている。放射線による人体影響のゴールドスタンダードは広島・長崎の原爆被爆者に関する疫学データである。そこから得られている多くの科学的知見の中で特筆されることは、「100 mGy 以下の被ばくでの有害事象と、放射線による遺伝影響は検出されない」である。しかし、この疫学データは、1回の急性外部被ばくによる人体影響である（図1）。

福島原発事故以降に問題となっているのは、微量の放射性物質による長期にわたる被ばくであり、内部被ばくと、環境中に残留した放射性セシウムによる外部被ばくによる健康障害である。チェルノブイリ事故後、放射性ヨウ素によるとされる小児甲状腺がんの有意な増加が報告されている¹⁾。そのため、福島原発事故でも放射性物質による内部被ばくによってがん、特に甲状腺がんのリスクが上昇するのではないかと一般市民は危惧している。福島原発では現在でも放射性物質の漏えいは続いているが最大の放散は2011年3月15日とされており、原発作業員でさえ急性障害が起こるような大線量被ばくはしていない。放射性物質は遺伝子に対して有害であるとされているため、実験環境は限定されており、長期・微量の放射性物質による動物を含めた生体影響の研究は極めて困難である。さらに福島原発事故の特徴は、世界最先端の科学的水準で正確な情報公開が自由な我が国で起きたことであ



疑問

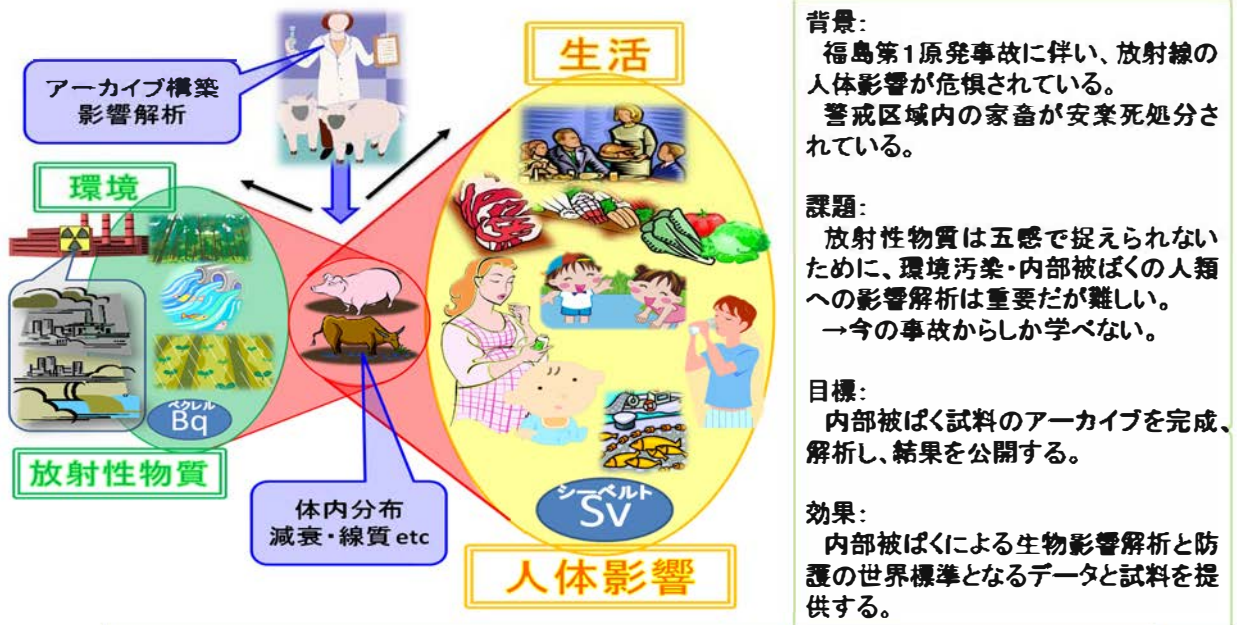
- ◆『直ちに影響ない』（急性傷害なし）は安心？（晩発傷害はないか）
ガンにならない？ 子孫への影響？
- ◆低いレベル：健康に良い？
- ◆人工放射線：健康に悪影響？
自然放射線は問題ない？
- ◆内部被ばく：外部被ばくよりも危険？

事実

- ◆ 全身4Gy被ばく：体温が0.001度上昇するに過ぎない程度のエネルギーなのに…
⇒ 60日以内に半数の人が死ぬ
- ◆ 急性死を逃れた後、発がんリスクは上昇
- ◆ 若年時被ばくで生涯がん死亡リスクが高い
- ◆ チェルノブイリ事故後5年して甲状腺がん多発
ヒトで不明であることがわかっていること
- ◆ 0.1Gy以下の健康影響
- ◆ 放射線誘発に特異的な組織型の腫瘍
- ◆ 遺伝影響

図1. 放射線の人体影響

る。このような状況を踏まえて、原発事故によって飛散した放射性物質による長期被ばくのヒトへの影響を知ることを目的として、我々は、福島原発による「被災動物の線量評価事業」を立ち上げ、活動を継続している²⁾ (図2)。



人体における放射線影響を解析するために必要な臓器別内部被ばく線量算出根拠の確立

図2. 福島原発被災動物アーカイブの構築

これによって、福島原発事故によって設定された旧警戒区域（半径 20km 圏）内外の家畜とニホンザルについてアーカイブを構築し、放射性物質の同定と放射能濃度の計測、そして環境放射線のモニタリングから動物個体と臓器別の線量評価を行い、生物学的変化の検索を行い、以下の結果を得ている。

2015 年 10 月現在において、旧警戒区域内のウシ約 300 頭、ブタ約 60 頭分の試料を収集・保管している。これらの試料を用いた解析によって、ウシ血中・臓器中放射性物質と放射能濃度について解析した。特に、臓器中放射性セシウム、ウシ濃度は血中濃度に比例しており骨格筋中で最大であることを報告した³⁾。原発事故後 1 年以内ではウシの精子形成、精巣に明らかな影響は検出されなかった⁴⁾。さらに旧警戒区域内のウシ末梢血中では、ストレス関連物質が原発事故に無関係な群に比べて有意な変化を観察した⁵⁾。

2013 年以降は、福島県ニホンザル保護管理計画に基づいて各市町村が行っている頭数調整のために捕獲された野生ニホンザルの検体提供が始まり、2015 年 10 月末日現在において 228 頭からの採材を行っている。ニホンザルでは放射性物質としてセシウムのみが検出されており、沈着量は未だに高い。放射性セシウムの分布はウシ同様、ニホンザルにおいても骨格筋に最高であった。血中放射性セシウム濃度が高いほど末梢白血球数が少ないという報告があるが⁶⁾、そのような相関は確認できなかった。

今後の課題

現在までに、他地域に比較して福島県内での生物に異変が確認されたという報告が複数あるが、いずれも放射性物質や線量との関連についての考察はない。福島原発事故よりも遥かに多量の放射性物質が飛散したチェルノブイリ事故でも、事故発生後5年くらいしてから甲状腺がんの発症が顕性となってきたことを考えると¹⁾、野生生物の調査研究はこれから本格化すべき時期であることは明らかである。就中、霊長類に属するニホンザルは除染の進んでいない山岳、森林地帯に生息し、露地ものを捕食していることからヒトよりも内部外部ともに被ばく量が多い。また、福島県で被災した野生動物の中でヒトに最も近い生物種であることから、ニホンザルの被ばく影響解析は、未だに多くのことが明らかとなっていない微量慢性被ばくによるヒトへの健康影響を解明するためにも非常に大きな意義を持つ。

蛇足ではあるが、現在痛感していることは、ヒトへの放射線影響を比較する場合の基準として、物理量(Bq, Gy)なのか、物理量に換算係数を乗じたヒトにのみ当てはまる実用量 (Sv) なのか、それとも防護のために考案された指標としての防護量(Sv) なのかを見分けてから議論する必要がある、ということである。もし、ヒト以外の生物影響を示すグラフの横軸の単位に Sv が記されていたら、そのデータは科学的議論に堪えないデタラメである⁷⁾。

参考文献

1. Cardis E *et al.* Cancer consequences of the Chernobyl accident: 20 years on. *J. Radiol. Prot.* 26: 127–140, 2006.
2. <http://www2.idac.tohoku.ac.jp/hisaidoubutsu/>
3. Fukuda T *et al.* Distribution of artificial radionuclides in abandoned cattle in the evacuation zone of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *PLOS ONE* 8(1): e54312, 2013. (doi: 10.1371/journal.pone.0054312)
4. Yamashiro H *et al.* Effects of radioactive caesium on bull testes after the Fukushima nuclear plant accident. *Sci Rep* 8;3:2850, 2013. (doi: 10.1038/srep02850).
5. Urushihara Y *et al.* Investigation of plasma protein concentrations and enzyme activities and histological analysis in cattle after the Fukushima Daiichi Nuclear Plant accident. (manuscript in prep.)
6. Ochiai K *et al.* Low blood cell counts in wild Japanese monkeys after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. *Sci Rep.* 24;4:5793, 2014 (doi: 10.1038/srep05793).
7. 福本 学. 放射線障害の病理学：その問題点. 病理と臨床. 33(1):10-6, 2015.

Fukushima Animal Archive: Its establishment and what will be next.

Manabu Fukumoto,

The Group for the Comprehensive Dose Evaluation in Animals from the Area Affected by the
FNPP Accident

The Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FNPP) accident released large amounts of radioactive substances into the environment. We have established an archive system consisting of organ specimens from over 300 cattle, 50 pigs and 200 Japanese monkeys within and adjacent to the 20-km radius previously set as the evacuation zone of FNPP. We have been determining organ concentration of radionuclides and their biological effect. In all the specimens examined, gamma-rays from radioactive cesium were detectable. Linear correlation was found between radioactivity concentration of ^{137}Cs in whole peripheral blood (PB) and that in each organ. The slope of the regression line was organ dependent and was the highest in the skeletal muscles. Radionuclides with the relatively short half-life, $^{110\text{m}}\text{Ag}$ was specifically detected in the liver and $^{129\text{m}}\text{Te}$ in the kidney. We think that contribution of external dose to total exposure was higher than previously considered. Cattle were somehow under a slight stress condition without remarkable changes. This study using the archive system is the first to reveal organ distribution of radionuclides attributed to the FNPP accident. However, it is too early to draw conclusion on the effect of the accident.

E-mail of Fukumoto M: fukumoto@idac.tohoku.ac.jp

低線量率ガンマ線長期照射マウスの寿命、染色体異常などの変化

田中 公夫

(公益財団) 環境科学技術研究所、生物影響研究部

はじめに

福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質は今後も長期にわたり野生動植物を被ばくし続け生体に影響を及ぼす可能性があり、現在、いくつかの種類の野生動植物について全国の多くの研究者が参加して調査が行われている。この事故で野生生物の浴びる被ばくの仕方は、1日あたりに浴びる放射線量が少ない、いわゆる低線量率放射線での長期連続被ばくとなる。現在、事故後3年半を経過し、その間、主体であるセシウム(^{134}Cs と ^{137}Cs)の放射性物質量は除染をしなくても物理学的半減期からして3年でおおよそ半減をしているので、1日あたりの線量率はいつも一定でなく、日が経つとともに少なくなっている。居住地域では除染を進めて来たのでこの値はさらに少なくなる。チェルノブイリ発電所事故では野生生物の調査が行われているが、このような長期の被ばく時にどのような影響が人や生物に現れるかを調べた調査や研究は、大変少ない。高線量率の照射実験は数多くあるが、低線量率、中線量率放射線の長期照射実験は少ない。ここに、環境研が用いている国連科学委員会(UNSCEAR)が提唱する低線量率、低線量の値の定義を表1に示す[1]。

低線量率と低線量の定義

	低	中	高
線量率 (mGy/分)	< 0.1	0.1~99	$100 \leq$
(mGy/日)	< 144	144~144,000	$144,000 \leq$
線量 (mGy)	< 200	200~2,000	$2,000 \leq$

(国連科学委員会2010年報告)

グレイ(Gy)は、生体に吸収された放射線のエネルギー(吸収線量)の単位。

表1 国連科学委員会の低線量率、低線量の定義

図1にこれまで行われたマウスの連続や分割照射実験で使用した低線量率、中線量率放射線の線量率域を示す。有名なラッセルの照射実験では、最大900 mGy/分から最低0.8 mGy/分(1152 mGy/日)に下げることで精母細胞の突然変異頻度は約3分の1に低下した、つまり線量率効果が観察された[2]。しかし、さらに低い0.007 mGy/分(10.1 mGy/日)の低線量率照射では精母細胞での突然変異頻度に差は観察されず、線量率効果がなかった[2]。他にも中線量率放射線照射でのマウスリンパ球の突然変異頻度や染色体異常頻度には、図1中に棒線で示した線量率の範囲には異常頻度の差がなかったと報告がある[3,4]。しかし環境科学技術研究所(環境研)の実験ではこれらの実験で使用された中線量率域、さらに低い低線量率域における放射線照射でも線量率効果が観察されている。当時は、検知感度の低い方法を用いており検知できなかったと考えられる。環境研では人体への低線量率放射線長期被ばくの影響を調べるためにマウスを用いて実験をしているが、線量率、線量を変えて調べた成果は福島での野生生物への影響を調べる上でも重要な情報となる。

低線量率と中・高線量率域と線量率による生物影響の違い（線量率効果）の有無

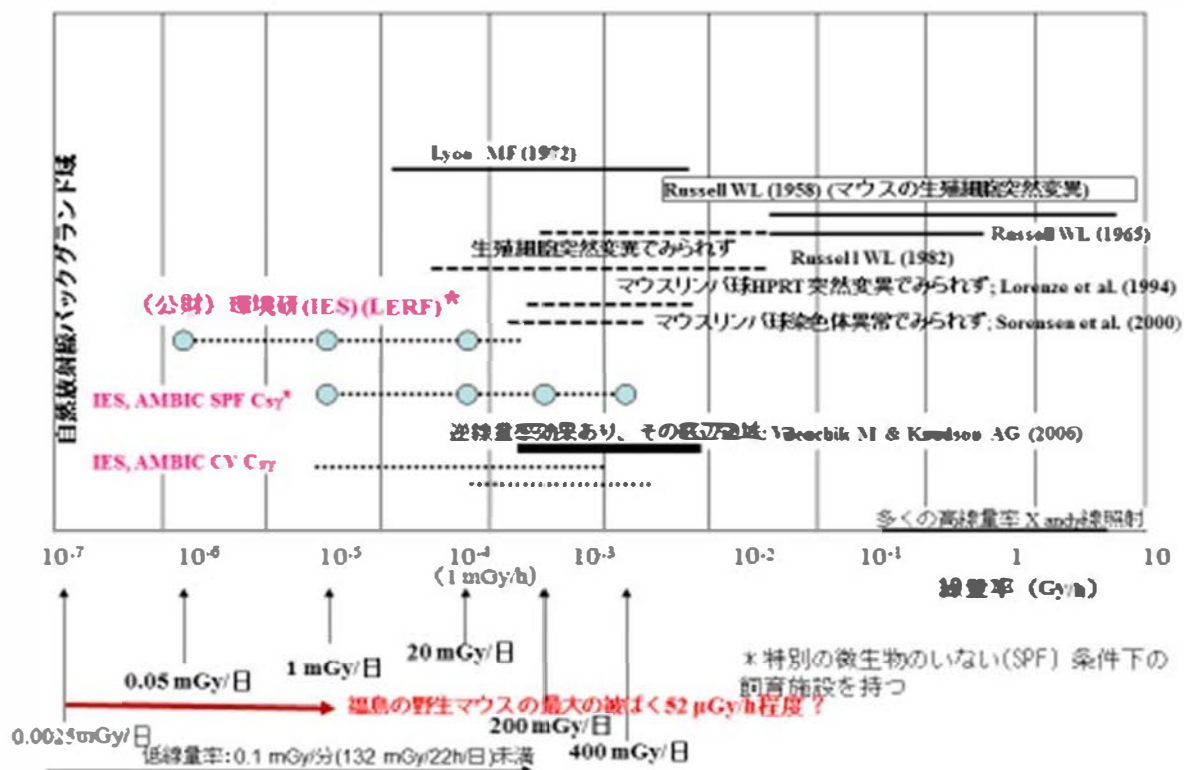


図 1. 線量率効果の研究対象の線量率域と環境研での低線量率放射線照射域(丸と点線)—環境研では他施設よりもはるかに低い低線量率での照射を行っている。

福島第1原子力発電所事故で野生生物が浴びた線量率と線量

福島第1原子力発電所事故で放出された放射性物質で汚染された山地の線量率は、1年間の総線量はいくらかがセシウム(^{134}Cs と ^{137}Cs)の放射性物質量の計測データから推定できる。林野庁の調査では2014年3月1日時点の帰還困難地域外の福島県内の1006カ所の森林では $0.05\mu\text{Sv/h}$ ～ $3.43\mu\text{Sv/h}$ で平均値は $0.6\mu\text{Sv/h}$ である。事故後の2011年8月1日では362カ所では平均値は $0.9\mu\text{Sv/h}$ である。この時点で最大の値は概算で $5.15\mu\text{Sv/h}$ (45mSv/年)程度と考えられる[5]。帰還困難区域である大熊町と浪江町、飯館村のホットスポットでは、2011年7月から11月に $50\mu\text{Sv/h}$ (450mSv/年)の空間放射線量があったと報告されているので、この時期には最大値は前述の $5.15\mu\text{Sv/h}$ (45mSv/年)程度の約10倍の $52\mu\text{Sv/h}$ (450mSv/年)程度の値になる[6]。この1日あたりに浴びる放射線量は環境研の照射実験の 1mSv/日 あたりで、かつ宇宙空間でヒトが1日で浴びる量に近い。図1に野生生物が浴びたと考えられる線量率の範囲を横棒で示した。なおCsに関してはGyとSvはほぼ同じ値と考えてよい。さらに、小型生物では土壌と密接に関わる生活しておりCsからのガンマ線のみでなく、地面土壌からのベータ線に外部被ばく、体内取り込み後の内部被ばくも影響する[7]。それと、実験マウスの照射実験の結果から福島第1原子力発電所事故の放射性物質による野生マウスへの影響を推測する時に、線量率、総線量による影響の変化の他に、各動物の放射線感受性が異なること(ヤギなどの家畜類で一番感受性が高く、次いでヒトで、マウスはヒトよりは耐性である)、さらに実験室では、specific pathogen free(SPF)条件下で飼育と照射を行っているが、野生ではconventionalな条件であり免疫力がより強く病気になりにくいこと、野生マウスなどの動物は生態系では食物連鎖の関係から寿命が短い(一生に浴びる総放射線量は少ない)ことも念頭に置いて論議をしないとけない。

環境研の寿命調査の成果

環境研では大量のマウスを SPF 条件下で飼育しながら低線量率 $^{137}\text{Cs-}\gamma$ 線を長期間連続照射できるユニークな施設を用い、寿命、発がん頻度、体重変化、免疫学的異常、血液学的異常、血清蛋白質、遺伝子発現、染色体異常、突然変異、遺伝的影響等の指標を用いて生物影響を調べている[8-20]。マウスを3種類の異なる低線量率(20 mGy/日, 1 mGy/日, 0.05 mGy/日) γ 線で最大 700 日までの照射を行った。照射は8週齢(56日)から開始した。照射開始時期が寿命の長さや、発がん頻度に影響することはよく知られている[21]。ちなみにマウス胎児の被ばくでは、奇形の生じる時期は受精後6日から13日の間である。胎児や個体発生のどの段階で被ばくしたかで生体影響は大きく異なる。環境研の長期照射実験では1日のうち、午前10時から12時まではマウス飼育のために中止しているので、正確には分割照射で、1日の照射時間は22時間であり、20 mGy/22h/日, 1 mGy/22h/日, 0.05 mGy/22h/日となる(本文中では20 mGy/日, 1 mGy/日, 0.05 mGy/日のように記載をする)。これらの線量率は自然界のガンマ線線量のそれぞれ約8000倍、約400倍、約20倍に相当する。また1 mGy/日の線量率は宇宙空間において1日で浴びるおおよその量である、また0.05 mGy/日の線量率で約1年間の(400日で)被ばくした時の総線量である20 mGyは原子力施設作業者の年間被ばく線量限度の20 mSv(5か年で100 mSv)に相当する。これらの線量率でマウスを56日齢から400日間連続照射を行った(3種類の線量率で総線量は8000, 400, 20 mGyとなる)。寿命短縮と多種類のがんについて発がん頻度を調べた。この照射実験では1群500匹のマウス(オス、メス各250匹)を用い非照射群を含めて4群合計で4000匹のマウスを用いた。20 mGy/日の線量率照射群ではオス、メスマウスで、1 mGy/日の線量率照射群ではメスマウスのみ非照射群マウスと比べて有意に寿命が短かった[8]。例えばメスマウスでは非照射群マウスと比べそれぞれ119.6日、20.7日の有意な寿命短縮が観察された。0.05 mGy/日の線量率を照射したメスマウスでは8.7日の短縮だが有意ではなかった[8](図2)。照射後に継続的にマウスを解剖して病理学的にがんや非がん影響の出現時期を調べる最近の実験から、寿命短縮の原因は、肺腫瘍等のように低線量率長期照射により、より早期に腫瘍が出現することによる死亡、または、悪性リンパ腫のように、出現時期は非照射群と同じだが、より速い腫瘍細胞の増殖による早期死であることがわかった。また、寿命調査よりはマウス匹数を少なくし、400日間の照射期間中に活性酸素によるDNA損傷を修復する抗酸化剤のN-アセチル-シスチン(NAC)を飲み水に投与して生涯飼育をし、生存曲線を得て寿命短縮日数を解析した。その結果、寿命短縮日数は照射のみの時の60%程度回復した。このことにより低線量率長期照射時の活性酸素によるDNA損傷が寿命短縮にいくらか関与していることがわかった。

寿命試験-マウスの生存率

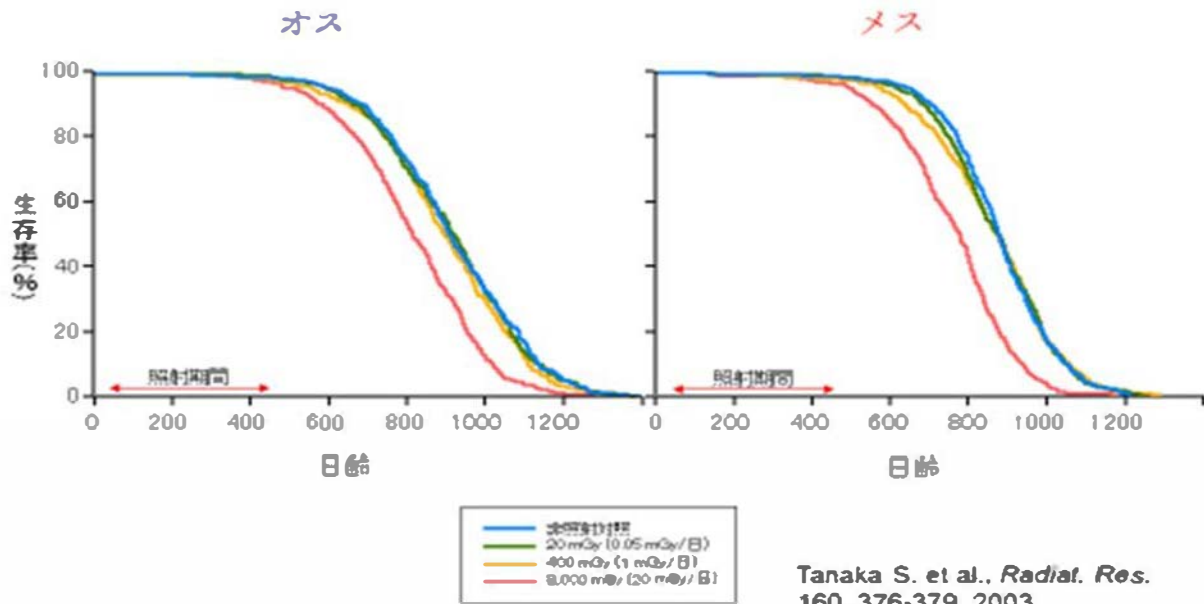


図2 3種類の低線量率のガンマ線長期照射マウスによる寿命短縮

この寿命調査で、20mGy/日の低線量率ガンマ線照射ではメスマウスで血管肉腫、および肝、肺、副腎、卵巣、ハーダー腺の腫瘍が非照射群よりも有意に増加した[9]。オスマウスでは血管肉腫と白血病の有意な増加が観察された。さらに1 mGy/日の低線量率照射では非照射群よりも多く出現したがんもあるが、有意な増加は観察されなかった。また総線量の100 mGyでの被ばくで発がんリスクの増加があるかは関心のあるところである。20 mGy/日、1 mGy/日、0.05 mGy/日の低線量率ガンマ線照射で、線量率での違いがなくて、発がんは総線量の低下とともに直線的に低下すると仮定して計算をすると、寿命はメスマウスで約1.5日～5.2日の短縮となった。肝細胞腫や卵巣腫瘍の発生率が0.1～0.4%増加するとなった。これらの値は仮にリスクがあるとしても、もちろん差異が検出困難な誤差範囲の値である。表3にまとめたが、使用した線量率は異なるが、総線量でみると、約1年間（に近い400日）の照射で総線量が8000 mGyになる20 mGy/日では寿命短縮、発がん頻度の増加等、様々な異常が出現した。約1年間（に近い400日）の照射で総線量が400 mGyになる1 mGy/日ではわずかな寿命短縮、染色体異常の増加、遺伝子発現の変化が見られる。しかし発がん頻度の増加は有意ではなかった。約1年間（に近い400日）の照射で総線量が20 mGyになる0.05 mGy/日では生体影響は見られなかった。

環境研の染色体異常頻度を指標とした線量率効果に関する成果

染色体異常は低い線量の放射線被ばくの異常を鋭敏に検知できる有用な生物学的指標であることはよく知られている。C3Hメスマウスを、SPF条件下でこれら3種類の低線量率(20 mGy/日, 1 mGy/日, 0.05 mGy/日)ガンマ線で最大400日～700日まで、図3に示すように、各総線量になるように各々の日数の照射を行い、脾臓リンパ球の染色体異常頻度と線量との効果関係を求めた[22]。また、線量・線量率効果係数(DDREF)を求めるために高線量率(890 mGy/分)と線量率による異常頻度の比較のために中線量率(400 mGy/日)ガンマ線の照射も併せて行った[23]。転座型異常はM-FISH法で、二動原

体染色体異常は動原体部を染める FISH 法でスコアした。各線量率照射で得られた線量効果関係を $Y = \beta D^2 + \alpha D + c$, Y : 異常個数、 D : 線量 (mGy) で表した時、1 次項の α 値は低線量率域の照射においても線量率が低くなるごとに有意に低下した。このことから、国際放射線防護委員会(ICRP)が推奨している DDREF を求める公式 $= 1 + (\beta/\alpha)D$ (ICRP 1991) [24] は正しくないことがわかった[22, 23]。そこでは、この公式の 1 次項の α 値は線量率の変化に不変であると仮定している。

長期連続照射マウスの染色体解析—使用した線量率と照射日数

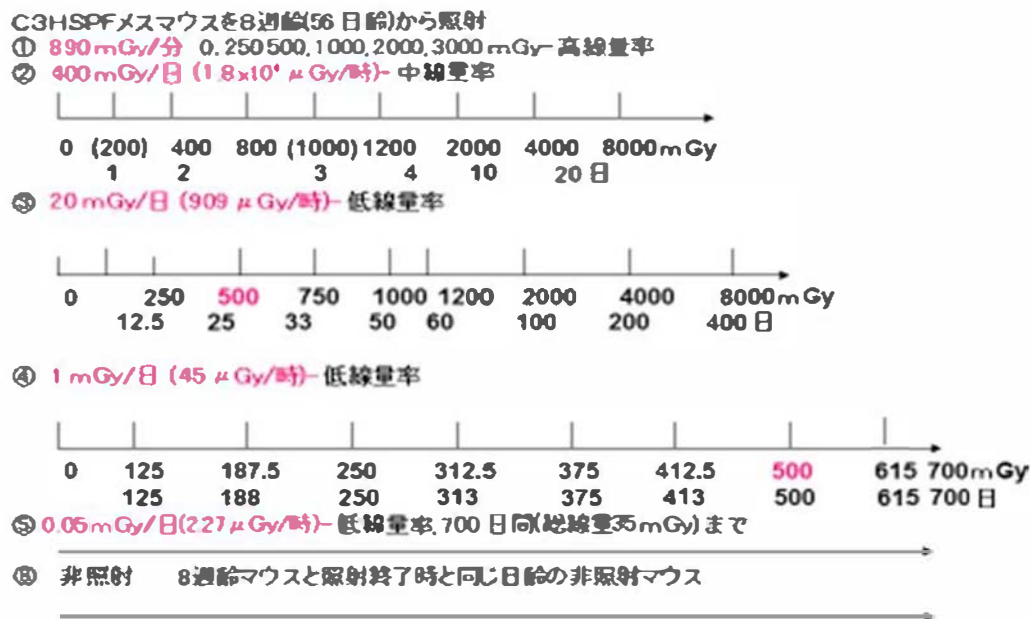


図3 染色体異常頻度の線量、線量率効果関係を求めるためのマウス照射実験

低線量率放射線長期照射では染色体異常頻度は直線的に増加する。

染色体異常頻度は(特に転座型異常頻度は)加齢とともに増加することが知られているので、今回の染色体異常の解析では、重回帰分析にて年齢補正を行った。以下の結果が得られた。① 20 mGy/日の低線量率長期間照射で生じる異常頻度は 400 mGy/日の中線量率長期照射で生じる二動原体異常頻度と比べてはるかに低い(図4)。

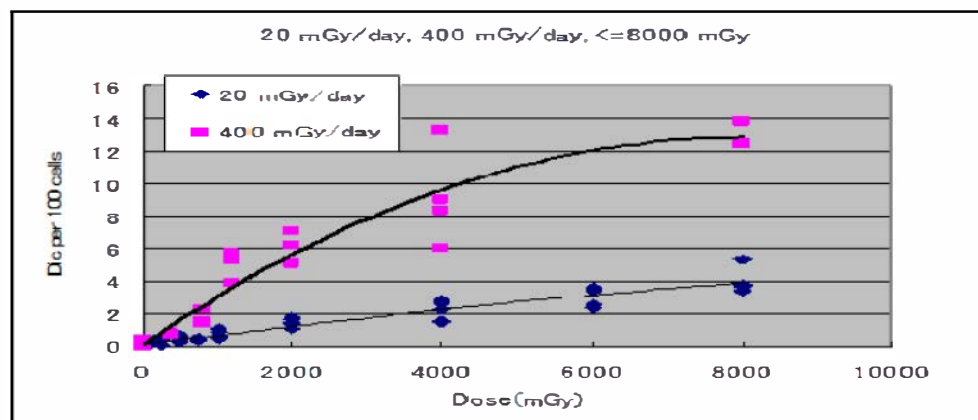


図4 中線量率照射と低線量率照射で生じる染色体異常頻度の違い

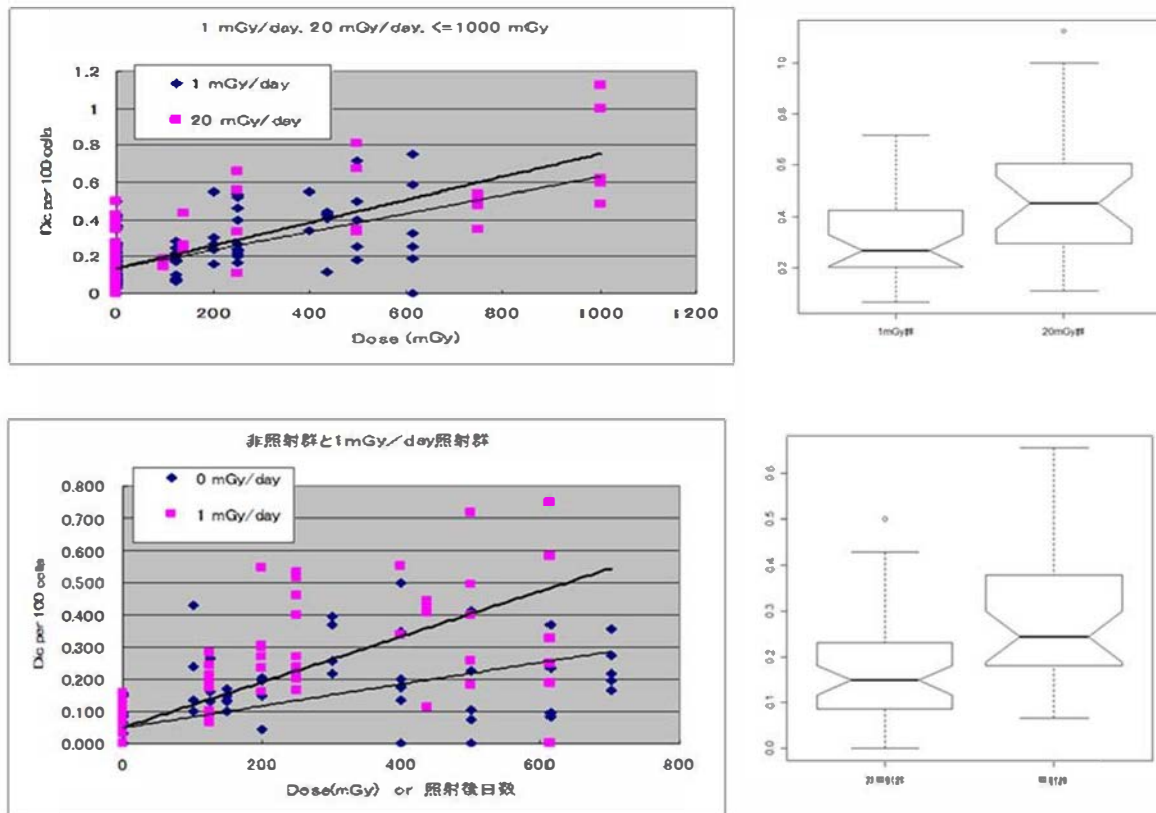


図5 20 mGy/日と1 mGy/日の低線量率照射間で生じる染色体異常頻度の違い。(図上左右) 1 mGy/日の長期照射の影響は20 mGy/日より有意に低い。(図下左右) 非照射の影響は1 mGy/日の長期照射の影響はより有意に低い。

② 低線量率(20 mGy/日, 1 mGy/日)照射では、二動原体異常の染色体異常型はともに総線量(照射時間)が増えるに伴いほぼ直線的に増加をした(図4,5)[22,23]。なお、二動原体異常は照射され生じて細胞分裂とともに減少をする異常である。マウスのリンパ球では照射後80-120日くらいで半減をする。照射後も長く、照射時とほぼ同じ頻度で安定に残存をする転座型異常の染色体異常も総線量(照射時間)が増えるに伴いほぼ直線的に増加した[25]。③ 各線量率群の効果関係式の一次項の値を比較すると、20 mGy/日照射群と1 mGy/日照射群間、と1 mGy/日照射群と(図5上)、さらに非照射群との間にも有意な差が見られた(図5下)。しかし0.05 mGy/日照射群と1 mGy/日照射群間、並びに0.05 mGy/日照射群と非照射群間には有意な差が観察されなかった。このことは、中線量率(400 mGy/日)から低線量率の20 mGy/日へ、さらに1 mGy/日へと20倍ごとに線量率が低くなるごとに二動原体異常頻度が低下する正の線量率効果があることがわかった。転座型異常についても同様であった。④ 転座型異常頻度は二動原体染色体異常頻度よりも3.6倍多く観察された。照射後に長期間残存をする転座型染色体異常は幹細胞レベルに保持されていると考えられ、一部はクローンを形成し、発がんへ関与する可能性がある。同じ形の転座型異常を3個以上の細胞に観察した時、この細胞群はクローンと定義されている。

福島野生マウス(アカネズミとヒネズミ)の染色体異常を弘前大学と放射線医学総合研究所の研究グループが調査している。現在のところアカネズミでは異常頻度の有意な増加が観察されていない。ちなみに、森林総合研究所の調査では福島第1原子力発電所から約30kmの山林で2011年の10月と12月に捕獲したアカネズミ12匹の体内放射性Csの平均濃度は3.1 Bq/gで、外部被ばく線量は捕獲地点の空气中放射線量から3.11 μ Gy/hで内部被ばく線量が0.34 μ Gy/hと計算をしている。一

方、ヒネズミでは平均 52 $\mu\text{Gy/h}$ で外部被ばく線量が 47.8 $\mu\text{Gy/h}$ 、内部被ばく線量が 4.2 $\mu\text{Gy/h}$ であり、高汚染地域のマウスはより高い異常頻度を示した。青森県のヒネズミのバックグラウンドとして外部被ばく線量は 0.051 $\mu\text{Gy/h}$ 、内部被ばく線量は 0.037 $\mu\text{Gy/h}$ と環境研が報告している。野生マウスでは FISH 法が使用できないので、ギムザ法や、C 分染法で染色体異常を観察しているので検出感度は低い。より汚染度の高い地区での採取、摂食物に依存するマウスごとのバックグラウンドの値と生存年齢を把握した上で、被ばく期間（線量）と異常頻度との関係を求める必要がある。

低線量率放射線長期照射による造血前駆細胞数と卵母細胞数の減少、体重増加には閾値線量がある。

以上のように、染色体異常頻度（DNA の変異率も同じだろう）は、線量率、線量が低下しても直線的に生じているように見える。環境研では発がん頻度の線量効果関係のデータは取られておらず、発がん頻度が低線量域で直線的か、または閾値があるかどうかはわからない。前に述べた寿命短縮は、線量率の違いを考慮しないで寿命短縮日数をプロットすると、線量の増加に伴い直線的に生じているようである。これまでに環境研で得られた 3 種類の低線量率長期ガンマ線照射による各種の指標での生物影響の結果を表 3 にまとめた。一部の非がん影響は低線量域での生じ方が必ずしも直線的ではないようだ。低線量率(20 mGy/日と 1 mGy/日)にてそれぞれの総線量になるように異なる時間の照射をマウスに行い、線量率ごとに異常頻度と線量との効果関係を得ている。これらから、ある総線量に到達して始めて造血前駆細胞数や卵母細胞数の低下、体重の増加等の異常が出現をすることが明らかになった。すなわち、低線量率放射線長期照射ではこれらの事象の影響が出るまでには時間がかかり、明らかに閾値となる線量があることがわかった。造血前駆細胞数である 7 日目の脾臓造血コロニー数（day7 CFU-S）は低線量率 20 mGy/日で総線量が 3 Gy(照射日数が 150 日)になると有意に低下をすることがわかった[26]。これ以上の総線量（照射日数）になるとさらに暫時低下をした（図 6）。3 Gy 以上の各総線量で照射を止めても造血は正常状態まで回復しないので、低線量

調査項目	総線量 20 mGy 線量率 0.05 mGy/day (2.27 $\mu\text{Gy/h}$)	総線量 400 mGy 線量率 1 mGy/day (45 $\mu\text{Gy/h}$)	総線量 8,000 mGy 線量率 20 mGy/day (909 $\mu\text{Gy/h}$)
寿命短縮	—	+(メスのみで)	+(オス、メスで)
腫瘍の発生頻度	—	—	+(≥ 6000 mGy 肺、卵巣悪性腫瘍) 肺良性腫瘍(>2000 mGy) *
継世代遺伝影響(寿命短縮)	—	—	+(オスのみ)
奇形(体長、頭長幅、尾長幅の短小)	N.D.	N.D.	— **
卵母細胞数への影響, メスマウスの体重増加(肥満)	—	—	+(≥ 2000 mGy) +
未分化な造血細胞(CFU-S, CFU-GM)	N.D.	—	+(≥ 3000 mGy)
腫瘍の増殖を抑制する免疫能	N.D.	—	+
染色体異常(転座型、二動原体異常)	—	+(≥ 200 mGy)	+
遺伝子変異	—	+	+
遺伝子(mRNA)発現	+	+	+
蛋白質発現	—	+	+

表 3 3 種類の低線量率ガンマ線照射による生物影響の違い、—：有意差なし、N.D.：調べていない。* 他の非がん病変は 3000 mGy 以上から生じる。体重増加、免疫能は 1 mGy/日では有意ではなかったが、減少傾向が見られた。** 受精後 0-18 日間の 200 mGy/日の中線量率で総線量 3.6Gy の照射で初めて生じた。引用文献は 8.9.11-1522,2325-27

率放射線長期照射は造血前駆細胞数を低下させるとともに、造血細胞を取り囲む造血微細環境にも影響を及ぼしていることが示唆された。一方で、さらに低い1 mGy/日の低線量率照射の最大400日(総線量400 mGy)までの、100日ごとの各総線量になる照射では造血前駆細胞数(day7 CFU-S数)の低下は観察されなかった(表3)。なお、低線量率(20 mGy/日)で最大400日(総線量8000 mGy)までの各照射では、いかなる総線量においても、分化した末梢血細胞数(白血球数、赤血球数、血小板数は低下していなかった[26]。この事は、照射後には造血前駆細胞や幹細胞に近い細胞が通常より速い細胞増殖を行うことで、末端の分化細胞が機能を十分に保持できる細胞数になるように補充をしていることを示す。この時の過度な細胞増殖は増殖ストレスとなり変異細胞の出現、クローン細胞の出現、あげくは生体防御機構を逃れ白血病の発生にいたると考えられる。

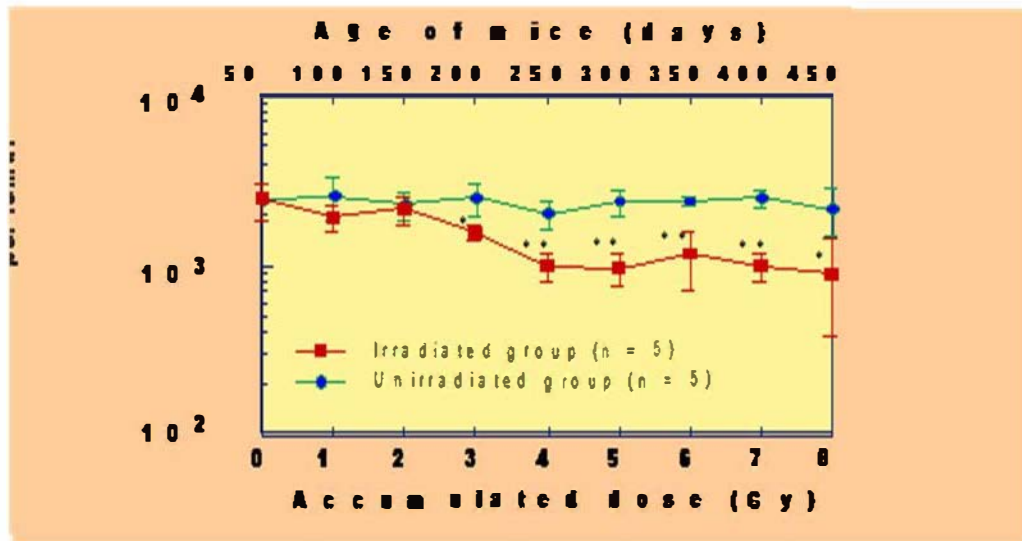


図6 低線量率(20 mGy/日)の長期照射 C3H メスマウスの造血前駆細胞数(day 7 CFU-S)

の変化 (*有意差あり $p < 0.05$, ** $p < 0.01$). 下段は総線量、上段はマウス日齢、56日から照射を開始した。

890 mGy/分の高線量率群、400 mGy/日の中線量率群、20 mGy/日と1 mGy/日の低線量率放射線照射群と非照射群の順に照射後早期に骨髄性白血病が出現をすることがわかった。マウスの骨髄性白血病は2番染色体欠失を持つが、この欠失頻度も高い線量率の照射で発生した白血病に高かった[17]。低線量率(20 mGy/日)の長期照射では造血前駆細胞数(day7 CFU-S数)の低下は300日目から観察され始めるが、白血病発生時期は400日目(総線量8000 mGy)からと両事象の時間間隔は発がん前段階と考えれば説明できる。

また、低線量率(20 mGy/日)の400日間の(総線量8 Gy)長期照射を行うとメスマウスに体重増加が観察されることが、環境研の寿命調査で分かっていた[8]。今回、総線量変えて照射を行うと、照射後175日から(総線量3500 mGy)から有意に体重増加が観察されることがわかった[27]。なお1 mGy/日の低線量率で総線量が400 mGyになるまでの照射では有意な体重増加は観察されなかった(表3)。低線量率(20 mGy/日)の長期照射で、この体重増加開始が175~200日目で、卵巣萎縮の生じる時期ともよく一致していた[27]。抗PCNA抗体で染める方法で卵巣萎縮の生じる前の、100日目までは暫時、卵母細胞日数が顕著に低下した[27]。またこの時期には肝臓の肥満細胞の増加も起こり、これらの事象は時期的に一致をした。このことから、20 mGy/日の低線量率ガンマ線長期による100日目(総線量2000 mGy)までの照射で放射線感受性の高い卵巣で卵母細胞数が減少して、卵巣ホ

ルモン量が減少をすること等が原因で生体バランスを壊し、臓器、組織間の情報ネットワークを通じて体重増加に関係するのかもしれない。閉経後に体重が増加することはこれまでに知られているが、放射線被ばくはそれを加速するらしい。

卵巣萎縮から卵巣腫瘍、肥満細胞の変化から肝腫瘍の発生する可能性も考えられる。20 mGy/日の低線量率 γ 線を長期照射しながら継時的にマウスを解剖して病気の有無を調べる最近の実験において、照射開始後、卵巣萎縮は100日目、副腎過形成は200日目、肝脂肪変性、卵巣過形成は300日目には生じており、発がんの生じる照射開始後400～600日目よりは早かった。がんの発生の前に生じる非がん影響の進行が発がんの進展を促しているのかもしれない。このような事象は、1日あたりの線量率と被ばく日数に関係して一定の総線量に達してから生じる。放射線による奇形の発生もこのような閾値が観察されている(表3)。また、20 mGy/日等の多い量の低線量率放射線長期被ばくによる発がんはDNAの損傷や染色体異常等のより直接的なゲノムレベルの変化のみでなく、生体内の腫瘍免疫の変化、ホルモン産生をする臓器の放射線被ばくによる損傷後、生体内バランスの回復のために器官、組織間の情報ネットワークを介して生じていると思われる。卵巣など放射線感受性の高い臓器はより低い総線量の被ばくで損傷を受け、他の器官に癌などの病気を誘導するだろう。極低い0.05 mGy/日の低線量率放射線照射では、自然に生じる発がんと出現頻度も、生じる機構も区別がつかなくなる。その他に、低線量率放射線長期照射によるメスマウスの体重増加は、一見、ホルミシスのようにも見えるが、人が通常は浴びることがないような高いレベルの中線量域、低線量域の照射で得られたホルミシス様の事象には注意が必要で、一つの指標のみを見て考察しており、その裏に放射線被ばくによる有害な影響が隠されている可能性がある。今後は、低線量率放射線の生体影響を正確に知るには、体全体の臓器、組織間の影響を統合して調べる必要がある。本結果は青森県の委託事業で得られた成果の一部である。

文献

- 1) UNSCEAR 2010 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation 2010 (New York: United Nations) Chapter III Scientific Report: summary of low-dose radiation effects on health
- 2) Russel W.L. and Kelly E.M. (1982) Mutation frequencies in male mice and the estimation of genetic hazards of radiation in men. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 79, 542-544.
- 3) Lorentz R. et al. (1994) Dose and dose-rate dependent of the frequency of HPRT deficient T lymphocytes in the ^{137}Cs - γ -irradiated mouse. Int. J. Radiat. Biol. 66, 319-326.
- 4) Sorensen K.J. et al. (2000) The in vivo dose rate effect of chronic gamma radiation in mice: translocation and micronucleus analyses. Mutat. Res. 457, 125-136.
- 5) 林野庁冊子「森林・木材と放射性物質-福島森林・林業再生に向けて」2014年12月
- 6) 斎藤昌幸 他 (2011) 福島第1発電所事故に由来する空間放射線線量率の将来予測と野生生物への影響把握, <http://vegellkan.ynu.ac.jp/lab/nc/>
- 7) Endo S. et al (2014) Estimation of β -ray dose in air and soil from Fukushima Daiichi Power Plant accident. J. Radiat. Res. 55, 476-483.
- 8) Tanaka S. et al. (2003) No lengthening of life span in mice continuously exposed to gamma rays at very low dose rates. Radiat. Res. 160, 376-379.
- 9) Tanaka B.I. III, Tanaka S et al. (2007) Cause of death and neoplasia in mice continuously exposed to very low dose rates of gamma rays. Radiat. Res. 167, 417-437.
- 10) Tanaka K et al. (2008) Chromosome aberration frequencies and chromosome instability in mice after long-

term exposure to low dose-rate γ -radiation. *Mutat. Res.* 657, 19-25.

- 11) Okudaira N. et al. (2010) Radiation dose-rate effects on mutation induction in spleen and liver *gpt* delta mice. *Radiat. Res.* 173, 138-147.
- 12) Takai D. et al. (2011) Enhanced transplantability of a cell line from a murine ovary granulosa cell tumour in syngeneic B6C3F1 mice continuously irradiated with low dose-rate gamma-rays. *Int. J. Radiat. Biol.* 87, 729-735.
- 13) Uehara Y. et al. (2010) Gene expression profiles in mouse liver after long-term low-dose-rate irradiation with gamma rays. *Radiat. Res.* 174, 611-617.
- 14) Nakajima T. et al. (2008) Induction of rhodanese, a detoxification enzyme, in livers from mice after long-term irradiation with low-dose-rate gamma-rays. *J. Radiat. Res.* 49, 661-666.
- 15) Taki K. et al. (2009) Microarray analysis of differentially expressed genes in the kidneys and testes of mice after long-term irradiation with low-dose-rate γ -rays. *J. Radiat. Res.* 50, 241-252.
- 16) Hirouchi T. et al. (2008) Upregulation of *c-myc* gene accompanied by PU.1 deficiency in radiation-induced acute myeloid leukemia in mice. *Exp. Hematol.* 36, 871-881.
- 17) Hirouchi T. et al. (2011) Cell surface marker phenotypes and gene expression profiles of murine radiation-induced acute myeloid leukemia stem cells are similar to those of common myeloid progenitors. *Radiat. Res.* 176, 311-322.
- 18) Takabatake T., K. Fujikawa, S. Tanaka, T. Hirouchi, M. Nakamura, S. Nakamura, I. Tanaka-Braga III, K. Ichinohe, M. Saitou, S. Kakinuma, M. Nishimura, Y. Shimada, Y. Oghiso, K. Tanaka (2006) Array-CGH analysis of murine malignant lymphomas: genomic clues to understanding the effects of chronic exposure to low-dose-rate gamma rays on lymphomagenesis. *Radiat. Res.* 165, 61-72.
- 19) Sugihara T. et al (2011) p53-mediated gene activation in mice at high doses of chronic low-dose-rate γ radiation. *Radiat. Res.* 175, 328-335.
- 20) Sugihara T. et al. (2013) In vivo partial bystander study in a mouse model by chronic medium-dose rate γ -ray irradiation. *Radiat. Res.* 179, 221-231.
- 21) Sasaki S. (1991) Influence of the age of mice at exposure to radiation on life-shortening and carcinogenesis. *J. Radiat. Res.* 32, Supl. 2, 73-85.
- 22) Tanaka K. et al. (2009) Dose-rate effectiveness for unstable γ -type chromosome aberrations detected in mice after continuous irradiation with low-dose-rate γ -rays. *Radiat. Res.* 171, 290-301.
- 23) Tanaka K. et al. (2012) Dose-rate-effects and dose and dose-rate effectiveness factor (DDREF) on frequencies of chromosome aberrations in splenic lymphocytes from mice continuously exposed to low-dose-rate gamma-radiation. *J. Radiat. Protection* 33, 61-70.
- 24) ICRP 1991 Recommendations of the International Commission of Radiological Protection, Pub 60, Ann. ICRP 21, 1-3 (Oxford: Pergamon)
- 25) Tanaka K. et al. (2014) Dose and dose rate response of lymphocytes chromosome aberrations in mice chronically irradiated within a low-dose-rate range after age adjustment. *Rad. Protect. Dosimetry* 159, (1-4), 38-45.
- 26) Yanai T. et al. (2002) Effects of a prolonged irradiation with low dose-rate ionizing radiation on the hemopoiesis of mice, *Proc. of Int. Environ. Sci. International Congress*, pp104-109.
- 27) Nakamura S. et al. (2010) Adiposity in female B6C3F1 mice continuously irradiated with low- dose-rate γ irradiation. *Radiat. Res.* 173, 333-341.

Frequencies of Chromosome Aberrations and Life Shortening in Chronically Irradiated Mice at Low-Dose-Rate

Tanaka K

Department of Radiobiology, Institute for Environmental Sciences (IES)

Late effects of low-dose-rate (LDRs) of ionizing radiation at low-dose range have become serious concern to general public and environmental effects in Fukushima in recent years. The IES has a unique facility designated to continuously exposed mice under specific pathogen free conditions to ^{137}Cs -gamma rays at three different dose-rates (0.05 mGy/day, 1 mGy/day and 20 mGy/day), which are about 20, 400 and 8000 times higher than natural background photon levels. Endpoints employed in the IES have included life span, cancer incidence, non-neoplastic disease, transgenerational effects, malformation, immunological function, oncogene alterations and chromosome aberrations. Chronic exposure of 4000 mice for 400 days at the three different LDRs showed that life spans were shortened in 20 mGy/day and 1 mGy/day irradiated groups (total doses equivalent to 8000 mGy and 400 mGy, respectively) due to premature death from various neoplasia. Dose-rate effects at LDR range using chromosome aberrations in spleen lymphocytes in chronically irradiated mice were also analyzed at two different dose-rates (20 mGy/day and 1 mGy/day) for 400 days and 700 days, respectively. Chromosome aberrations of dicentrics and translocations detected by FISH methods increased almost in linear with irradiation dose in each dose-rate. Dicentrics and translocations decreased significantly with reduction of dose-rate obtained over a radiation dose-rate range of 1 mGy/day to 20 mGy/day, after calculations with adjusting age, indicating that there is clear dose-rate effects within these dose-rate range. On the other hand, decreases in the numbers of hematopoietic precursor cells (CFU-GM, CFU-S) and oocytes, menopause and body weight gain were found at a total accumulated dose of more than 3 Gy in the chronically irradiated female mice at a LDR of 20 mGy/day. Any reduction was not found in the chronic LDR irradiation at a LDR of 1 mGy/day up to 400 mGy, which indicates that there is a threshold dose for developing these biological effects after exposure. These studies will be useful for evaluation of environmental effects in Fukushima. This study was performed under contract with the Aomori Prefectural Government, Japan.

E-mail of Tanaka K: ksk275-tanaka@amy.hi-ho.ne.jp

セシウム 137 の慢性的経口摂取で多世代にわたり低線量・低線量率内部被ばくを続けた子孫マウスでの生理的、遺伝的影響

中島裕夫、藤堂 剛

大阪大学大学院医学系研究科放射線基礎医学

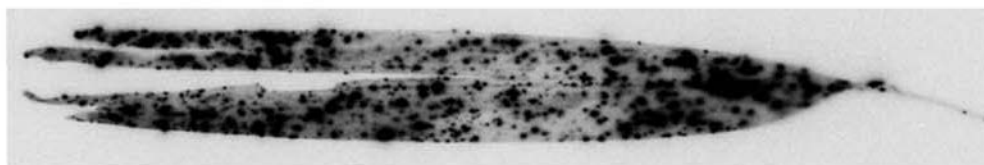
1. はじめに

チェルノブイリ、福島原発事故以来、低レベル放射能汚染地域に生活するヒトへの遺伝的影響が懸念されているが、ヒトにおいて経世代的影響が現れるには数世代の世代交代が必要であり、結果が明らかになるまでには百年以上の時間経過が必要である。そこで、世代交代の速いマウスに着目して、低レベル放射能汚染環境下で世代交代を重ねた野生マウスにおいて遺伝的影響の蓄積があるかどうかを検討することを考えた。しかし、チェルノブイリ汚染地区では、汚染濃度の異なるところが斑状に存在しているために、それぞれのマウスの生涯被ばく線量の算定が困難なこと、また、放射能汚染のみならず、工業化、経済の低迷などの要因で化学物質などの環境汚染も進んでおり、現地野生マウスでの研究では、厳密な放射線影響のみを抽出することが困難であると考えられた。

図-1 に福島原発事故後の植物(葉)の汚染状況を示す。当初は事故前から生育していた葉への大量の放射性降下物の付着が認められるが、事故後に新しく芽生えた葉には表面の点状汚染は認められず葉脈内への取り込みによる微弱な汚染へと変化している。野生動物は、当初の大量放射性降下物の付着した食草を摂取することで大量の放射性セシウムを体内に取り込んだが、時間経過とともに低線量の若葉を摂取することとなり放射性セシウムの摂取量が経時的に大きく減衰していると考えられる。そのため、チェルノブイリと同様に正確な生涯被曝線量を知ることは困難であることが予想される。

図-1

福島原発事故
2ヶ月後



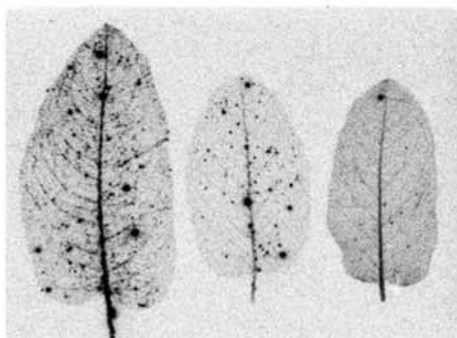
2011年5月(事故前から生育していたササの葉の汚染状況)[1,2]

福島原発事故
1年後

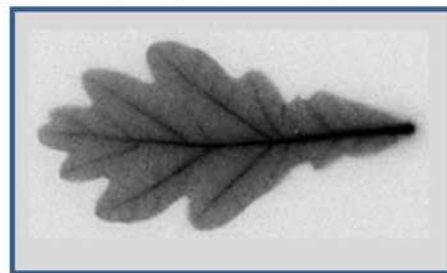


2012年4月(事故後に生育したササの葉の汚染状況)[1,2]

福島原発事故
左から
78, 119, 133
日後に採取
(若葉には点状
の汚染が消失)



2011年5月(スイバ)[1,2]



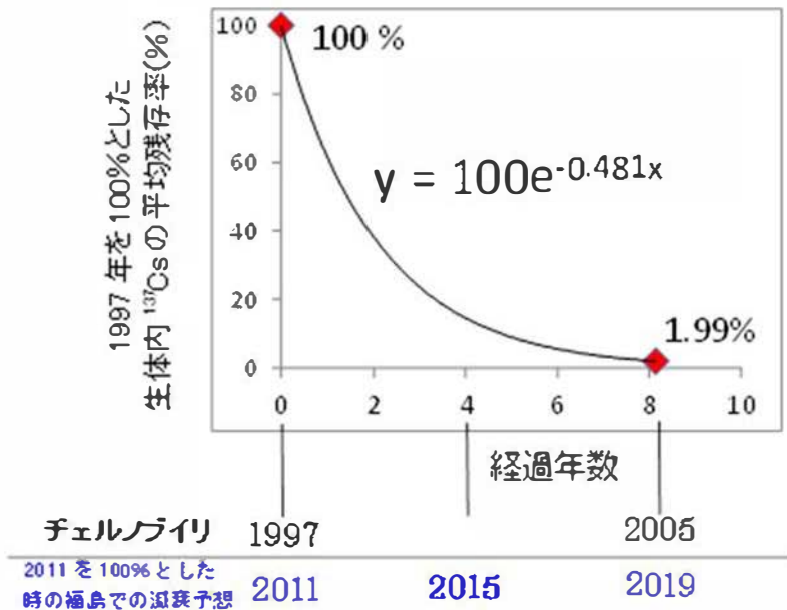
1997年9月(カシワ)
チェルノブイリ原発事故
後11年に採取

ベラルーシでの調査によって得られたチェルノブイリ原発事故後 10 年間の野生小動物（バツタ、カエル、マウス、モグラ）における生態学的半減期は 1.44 年であった（図－2）[3,4]。この結果から福島の野生動物でも、ほぼ同じか雨水の多い日本ではもっと速い生体内放射性セシウムの減衰を示すのではないかと予想された[4]。実際に飯舘村の空間線量は、除染されていないところでも事故後 4 年間で 10 分の 1 近くまで下がっている[5]。

本研究は、RI 施設内で近交系マウスに放射能汚染地マウスの体内と同レベルになるように ^{137}Cs を長期間経口的に摂取させることでチェルノブイリや福島での放射能汚染環境を実験室内で再現し、既知の被曝線量による遺伝的影響、生理的影響の検出を数世代にわたって試みるものである。そして、その結果をヒトにおける継世代的影響の短期的シミュレーション実験として外挿できるかを検討することが目的である。

図－2

生態系小動物における
 ^{137}Cs の生態学的半減期 1.44 年



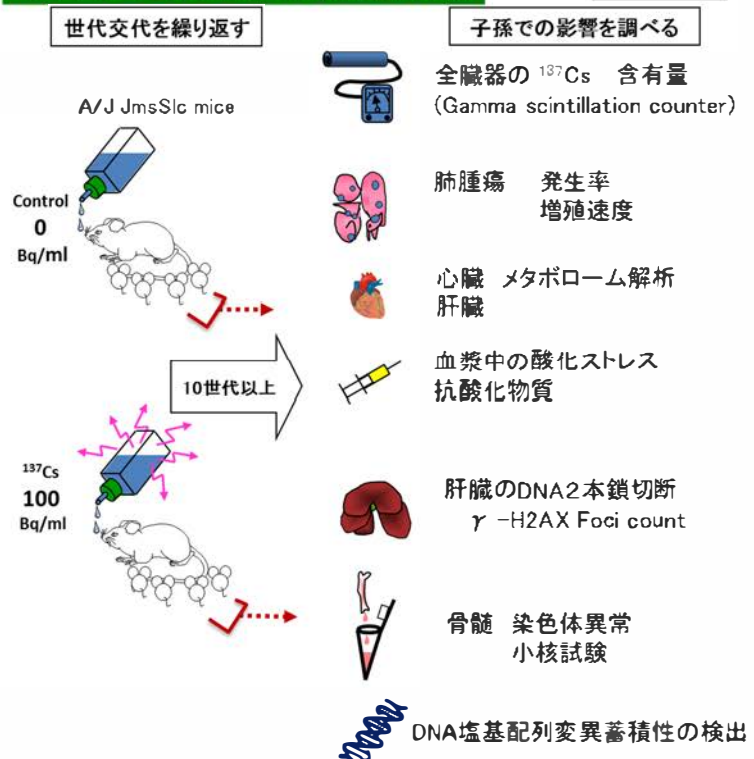
2. 実験方法と結果

我々が 1997 年のチェルノブイリ汚染地域（ベラルーシ共和国、中等度汚染地域）で採取した 4 種のマウスの ^{137}Cs 含量は測定の結果、筋肉で 15～71Bq/g の範囲であった[6]。そこで、この被曝条件を RI 施設内で再現するために $^{137}\text{CsCl}$ 水給水濃度設定実験を行った。また、同時に 8 ヶ月間の ^{137}Cs 水給水による ^{137}Cs の体内動態[7,8]と低線量、低線量率長期内部被曝を続けたマウス肝臓細胞における遺伝子への障害影響を調べた。

その結果、10Bq/ml と 100Bq/ml の $^{137}\text{CsCl}$ 水給水群のいずれにも有意に DNA 二本鎖切断に由来する γ -H2AX フォーカスの増加が認められた。このことは、チェルノブイリ低線量汚染地域の動物においても、慢性的な遺伝子へのストレスが続いていることを示唆するものであると考えられたのでこの条件下におけるマウスの遺伝的影響ならびに発がん影響、生理的影響を調べることにした。

マウス多世代慢性的内部被曝実験

図－3

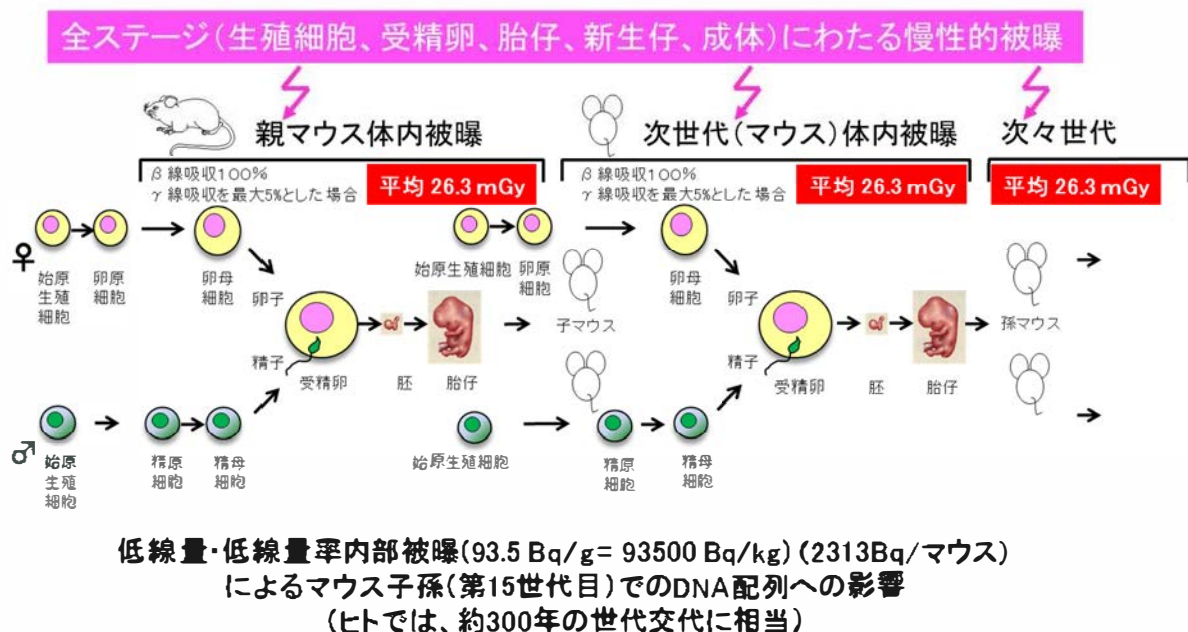


$^{137}\text{CsCl}$ 水 0Bq/ml、10Bq/ml、100Bq/ml の 3 群で 8 ヶ月間の長期給水を行い、マウス大腿骨から骨髓採取し、遺伝的影響を調べるべく小核試験を行った。その結果、陽性対照群であるマイトマイシン C では有意な小核の増加が観察されたのに対して、 $^{137}\text{CsCl}$ 水 0Bq/ml、10Bq/ml、100Bq/ml を 8 ヶ月給水した 3 群間では有意な差が認められなかった。これは、給水期間が 8 ヶ月と長かったが小核試験に有効に作用する造血幹細胞から赤血球に分化するまでの最終赤芽球分裂期の被曝期間 (3~4 日間) が短いために赤芽球の被曝線量が小核試験の検出限界以下であったためと考えられた。なお、第 10 世代目のマウスでの小核試験では、小核の数が初代の 8 か月目に行った時より減少しており、放射線適応応答の可能性が示唆されている。

そこで、長期低線量・低線量率放射線内部被曝による子孫マウスでの遺伝的影響を調べるために同腹子のマウスを $^{137}\text{CsCl}$ 水 (100Bq/ml) 自由摂取群と通常飼育の対照群の 2 群に分け、RI 施設内で世代交代させる実験を行った (図-3)。現在までに両群ともに 23 世代の世代交代に成功している。

^{137}Cs のマウス慢性的内部被曝のステージと線量

図-4



$^{137}\text{CsCl}$ 水給水で世代交代飼育を行った第 10 世代目マウス骨髓細胞における染色体異常の解析を試みたが、マルチカラー-FISH 法による染色体異常検査では、全ての骨髓細胞で認められるクローン性の転座型染色体異常は観察されなかった。図-4 に本実験におけるマウス被曝線量の推計と発生ステージにおける被曝状況を示す。

微量の放射線は、大きな変異ではなく生存にあまり影響を与えないような 1 塩基程度の微細な変異を起こしている可能性が考えられる。そこで、遺伝的影響検出感度をさらに上げるために全ゲノムシーケンスによる解析を行うこととした。全ゲノムシーケンスを行う目的は、微量 ^{137}Cs の慢性的経口摂取により各世代で内部被ばくした子孫マウスの DNA において 1 塩基レベルの変異が蓄積しているかどうかを調べることである。Exon 上での変異頻度が上がれば、子孫で出生率が下がり、X 染色体上での致死変異頻度が上がれば、子孫で雄が減少する、また、Intron、Intergenic 上での変異は、生存率に影響を与えず次世代に引き継がれ、各世代の変異率が同じであれば、変異の蓄積が予想される。しかし、15 代目までで産仔数、性比ともに ^{137}Cs 投与群と対照群の間で有意差は認められていない[8]。この結果から、Exon 上での変異の増加は殆どないのではないかと予想された。

そこで、Exon に加えて Intron、 Intergenic 上での変異の蓄積がないかどうかを調べるために ^{137}Cs 投与群と対照群の 15 代目雄マウスの全ゲノムシーケンス (^{137}Cs 投与群で 2633781084 塩基対、対照群で 2633482728 塩基対) を行い、 ^{137}Cs 投与群と対照群での Exon 領域、 Intron 領域、 Intergenic 領域ごとに、 Annotation が付与されている 1 塩基多型と挿入欠失変異の頻度を比較した。その結果、図-5 に示すように Exon においては両群間で差がなく、 Intron では 7249、 Intergenic には 15082 の 1 塩基変異が ^{137}Cs 投与群で対照群より多く認められた。また、挿入欠失においても同様に、 Exon

図-5

F₁₅ A/J ♂マウスにおける全ゲノム塩基配列解析

	HiSeq2000	^{137}Cs F ₁₅	Control
Initial Bases whole genome		2,647,537,787	2,647,537,787
Bases covered whole genome		2,633,781,084	2,633,482,728
Bases covered all exon		64,336,986	64,335,231
Fraction of whole genome covered with $\geq 15\times$		95.71 %	94.70 %

Annotation有

		^{137}Cs F ₁₅	Control	^{137}Cs F ₁₅ Mutation
SNV 一塩基多型	Exon	114	117	-3
	Intron	2,048,323	2,041,074	7,249
	Intergenic	4,033,882	4,018,800	15,082
InDel 挿入欠失	Exon	5	5	0
	Intron	456,960	456,747	213
	Intergenic	789,642	789,201	441

では 0 であったが Intron では 213、 Intergenic では 441 箇所も ^{137}Cs 投与群の方が多く認められ、生存に影響を与えない領域での変異は明らかに対照群より多く、各世代での変異が蓄積されている可能性が示唆された。

今後、さらに、全ゲノム解析を進め、これらの結果に対する微量放射線の関与、また進化と自然放射線の関係性についての詳細な研究を進めていく予定である。

図-6

低線量放射線影響の研究意義

低線量放射線被曝の懸念

発がんや次世代への遺伝影響の存否

低線量の安全域とは

「受け入れられないリスク」がない領域

ゼロリスクは存在しない

受け入れられるリスクの社会的合意
(リスクコミュニケーション)

Regulatory Science としての低線量影響研究

低線量影響の定量的評価

膨大なサンプルを以てしても統計学的に活路を見出しにくい低線量影響

- ・検出感度のUPと新検出方法の開発
- ・数理モデル構築とパラメーターの設定

テーマ

- ・低線量における突然変異率の矛盾(単位は物理学的時間か世代か)

ショウジョウバエ、マウス、ヒトの1世代あたりの突然変異率はほぼ同じ、生殖年齢までの物理的時間は1000倍ほどちがう

- ・低線量における発がん(F₀)と継世代影響(F₁以後)のちがひ
- ・自然放射線レベルではなぜ継世代的影響が見えないのか

次にヒトにおける放射線影響としては、遺伝的影響の他に ^{137}Cs 放射能汚染地での慢性的低線量内部被曝が化学発がんに対して相乗的もしくは相加的な効果を示すかがどうか危惧されるところである。そこで、慢性的内部被曝を多世代繰り返した子孫マウスでの腫瘍発生への影響を調べた。マウス肺腫瘍は、細菌のコロニー様に発生するので肺あたりの発生個数、腫瘍サイズを容易に計測することができる。2週齢マウスにウレタンを投与後4ヶ月と8ヵ月に安楽死させて肺を剥出しホルマリン固定した。ホルマリン固定後、実体顕微鏡の下で肺腫瘍の個数ならびに、各々の長径、短径を計測した。その結果、ウレタン誘発肺腫瘍の発生頻度は、対照群と ^{137}Cs 水給水群の間に有意な差はなかった。しかし、8か月後における ^{137}Cs 水給水群の肺腫瘍のサイズは、対照群に比して有意に小さく、腫瘍の増殖が抑えられていた。このことから、ウレタンによる化学発がんや腫瘍増殖過程において微量放射線は、相加・相乗的に働いていない、むしろ増殖に抑制的に働いていることが示唆され、今後、この抑制的作用が微量放射線による免疫賦活作用からきているのかを調べる予定である。

3. おわりに

放射線は、常に身の回りに存在し、人類にとって自然、医療、汚染を通して長きにわたり関わらざるを得ないものである。避けて通れない低線量放射線被曝の益害を定量的に評価する研究は、今後も重要かつ不可欠である（図－6、7）。本研究はその一翼を担うためにさらに進めたいと考えている。

また、得られたデータを基に低線量影響の評価において常に問題となる統計学的解析の限界を克服するための的確な数理モデル構築の可能性についても考えていきたい [9-11]。

図－7

子孫マウスの全ゲノム解析で何を検出するか

Exonにおける変異では次世代が生まれない確率が高いが
Exonのsilent substitution
Intron、Intergenicにおける変異
Y染色体上の変異(雄のみに継承)
ミトコンドリア可変領域の変異(雌のみに継承)

世代間の蓄積

多世代慢性的低線量放射線内部被曝

蓄積DNA突然変異数/個体(世代)

- ・被ばく群と非被ばく群間で差異が生じるか
- ・雌雄間で継承されるDNA変異率に差があるか
- ・変異座位に特異性はあるか

形質発現による自然突然変異率(古典的遺伝学)

マウス $10^{-5} \sim 10^{-6}$ / 遺伝子座 / 配偶子

塩基配列の自然突然変異率(Intron, Intergenic)

マウス ? 塩基数 / 配偶子

? 塩基数 / 検査座位塩基数

低線量における外部被曝と内部被曝の影響の
定量と線量同等性の確認

継世代影響評価への応用が期待できる

文献

- [1] Hiroo Nakajima, Mamoru Fujiwara, Isao Tanihata, Tadashi Saito, Nonhiro Matsuda and Takeshi Todo, Imaging plant leaves to determine changes in radioactive contamination status in Fukushima, Japan. *Health Physics Journal*, May 2014 - Volume 106 - Issue 5 - p 565-570, 2014.
doi: 10.1097/HP.000000000000020.
- [2] Hiroo Nakajima, Chapte 11, Comparative Analyses of Leaves Contaminated with ^{137}Cs Collected in Chernobyl and Fukushima. In: *Fukushima Nuclear Accident: Global Implications, Long-Term Health Effects and Ecological Consequences* (Editors: Shizuyo Sutou), Nova Science Publishers, AN, USA. p185-202, 2015, ISBN: 978-1-63463-820-3.
- [3] Hiroo Nakajima, Tadashi Saito, KG Yeliseeva, Haruko Ryo, Tdashi Hongyo, Yoshiaki Yamaguchi, NAKartel, EV Krupnova, V Trusova, AM Voitovich, VS Piskunov, TP Smirnova, EI Anisimova, V Afonin, Takeshi Todo and Taisei Nomura; Ecological decrease, biological concentration and genome stress of radionuclides in plants and animals after Chernobyl catastrophe. 10th International Conference on Environmental Mutagens (ICEM), pp221, Firenze - Italy, 20-25 August 2009.
- [4] 中島裕夫、福島原発事故による ^{137}Cs の生体内動態と生態学的半減期の推測、A speculation of the ecological half-life of ^{137}Cs by the Fukushima nuclear power plant disaster、日本放射線影響学会第 54 回大会 要旨集、pp125、2011 (2011.11.17~18、神戸)
- [5] 今中哲二、遠藤暁、菅井益郎、林剛平、市川克樹、小澤祥司、この 4 年間の飯館村放射能汚染量 鎖の報告、科学、vol. 85、No.6、2015.
- [6] Hiroo Nakajima, Haruko Ryo, Yoshiaki Yamaguchi, Tadashi Saito, Yeliseeva, K.G., Piskunov, E.V., Krupnova, E.V., Voitovich, A.M., and and Taisei Nomura, Biological concentration of radionuclides in plants and animals after Chernobyl catastrophe. In: *Biological effects of low dose radiation*. Institute for Environmental Sciences, (Eds. Sato, F., Yamada, Y, Onodera, J.) pp.199-205, 2000.
- [7] Hiroo Nakajima, Chapter 13, Biokinetics of ^{137}Cs and Estimation of Internal Radiation Dose; Physiological effects in Descendant Mice after the Every Generational Low Dose-Rate Internal ^{137}Cs Radiation Exposure, as the Fukushima Simulation Experiment. In: *Fukushima Nuclear Accident: Global Implications, Long-Term Health Effects and Ecological Consequences* (Editors: Shizuyo Sutou), Nova Science Publishers, AN, USA. p217-223, 2015, ISBN: 978-1-63463-820-3.
- [8] Hiroo Nakajima, Yoshiaki Yamaguchi, Takashi Yoshimura, Manabu Fukumoto and Takeshi Todo, Fukushima simulation experiment: Assessing the effects of chronic low-dose internal ^{137}Cs radiation exposure on litter size, sex ratio, and biokinetics in mice. *J Radiat Res.*, (in press)
- [9] Yuichiro Manabe, Takahiro Wada, Yuichi Tsunoyama, Hiroo Nakajima, Issei Nakamura, and Masako Bando, Whack-A-Mole Model: Towards a Unified Description of Biological Effects Caused by Radiation Exposure. *J. Phys. Soc. Jpn.* 84, 044002, 2015.
- [10] 真鍋勇一郎、和田隆宏、中村一成、角山雄一、中島裕夫、坂東昌子「放射線誘発突然変異頻度の線量・線量率応答への数理モデル—Whack-A-Mole モデル—の適用」『放射線生物研究』50(3) 211-225, 2015.
- [11] 真鍋勇一郎、中村一成、中島裕夫、角山雄一、坂東昌子、LNT 再考 放射線の生体影響を考える、日本原子力学会誌、56(11), 705-708, 2014.

Physiological, genomic effects in descendant mice after the every generational low dose-rate internal ^{137}Cs radiation exposure.

Nakajima H and Todo T

Department of Radiation Biology and Medical Genetics, Graduate School of Medicine,
Osaka University

To investigate the transgenerational effects of chronic low dose-rate internal radiation exposure after the Chernobyl and Fukushima nuclear power plant accident, every generations of mice were maintained in the radioisotope facility with free access to drinking water containing $^{137}\text{CsCl}$ (0 and 100 Bq/ml), as a simulation experiment of the internal exposure.

Two mouse pairs were selected from among A/J mice strain littermates bred in the radioisotope facility. One pair was assigned to the control group and bred while offered drinking water ad libitum; the other pair was administered a low-dose internal radiation exposure of $^{137}\text{CsCl}$ water (100 Bq/mL). Harvested offspring from both pairings were sibling-mated for more than 10 generations, corresponding to a human generation turnover of approximately 300 years.

Mice of the tenth generation (F_{10}) were assessed gamma-H2AX foci in hepatic cell, micro nuclei test, chromosome aberration analysis, tumorigenicity of lung, oxidative stress, metabolomic analysis in heart, and the structure abnormality of the myocardium with the electron microscope.

Suppression of the tumor growth, increasing of the gamma-H2AX focus number, tendency to swelling of myocardium mitochondria, and the metabolite of oxidative stress were observed in ^{137}Cs drinking mice, however, no significant difference was observed in the analyses of micro nuclei test, chromosome aberration, and tumor incidence.

Therefore we performed all mouse genome sequences of the mouse (15th generation) to detect accumulated genomic mutations. Because small genomic mutations could occur, be inherited, and accumulate in each successive generation in non-coding genomic regions (introns and intergenic) and have no effect on survival, we compared levels of accumulated base mutations between the offspring exposed to continuous low-dose radiation and control mice of the same generation that started from a littermate mouse.

This work was supported by JSPS.

E-mail of Nakajima H: nakajima@radbio.med.osaka-u.ac.jp

福島県高線量地域におけるアブラムシ類の形態異常の年間、地域間変動

秋元信一

北海道大学農学研究院昆虫体系学研究室

1. はじめに

福島第一原発事故による放射性降下物が野生生物にどのような影響を及ぼすかは、一般市民も研究者も強い関心を示しているものの、実態はいまだに明らかになっていない。チェルノブイリ事故に関しては、放射性物質の生物への蓄積や生物への影響に関して数多くの報告はあるが (Møller and Mousseau 2006, Yablokov et al. 2009)、事故直後の強い放射能汚染が生物にどのような影響を及ぼすかに関しては、検証に耐える証拠が集められてこなかった。チェルノブイリ地域では、Møller 博士、Mousseau 博士らの研究グループがツバメに現れた形態的变化、繁殖率、生体防御能力について詳細な報告を行い (Møller et al. 2005)、また昆虫類の棲息密度の変化を報告している。これらの研究はチェルノブイリ事故後 5 年以上たってから行われたものであるが、チェルノブイリの強い汚染地域では、現在でも、ツバメに顕著な放射線の影響が認められ、繁殖率の低下が報告されている (Møller et al. 2005)。また、さまざまなグループの昆虫では、事故後 20 年を経ても、地上放射線量の高い地域ほど昆虫の生息数が減少するという負の相関が明らかにされている (Møller and Mousseau 2009)。

放射性物質の生物への影響に関しては、福島県の各地から得られたヤマトシジミ (シジミチョウ科) に顕著な形態異常が現れていることがすでに報告されており (Hiyama et al 2012, 大瀧 2013)、この報告は大きな反響を呼んだ。さらに、ヨーロッパの原子力発電所や再処理工場周辺から多量のカメムシを集めて分析すると、カメムシの約 1 割に形態異常が生じているとする結果が発表されている (Hesse-Honegger and Wallimann 2008)。

本稿では、福島第一原発から直線距離で 32km 離れた川俣町山木屋地区で行われたアブラムシに関する調査結果について報告する。ハルニレに形成されたゴール (gall, 虫こぶ) から得られたワタムシ 2 種に顕著な形態異常が見出されたことから (Akimoto 2014)、その後も、同じ地点で 2 年間調査を継続し、形態異常率の変化を明らかにした。

2. ワタムシの環境指標としての利点

ワタムシはアブラムシ科 (半翅目) に属する昆虫で、ハルニレ、ドロノキなどの落葉樹にゴールを形成することが知られている。ゴール形成性のアブラムシには、放射線の影響を評価する指標生物として、3つの利点がある。第一に、アブラムシは、春から秋まで無性生殖 (クローン増殖: メスだけで繁殖する) によって多くの世代を繰り返す昆虫で、増殖率も極めて高い。このため、アブラムシのメスは、常にその腹部に胚子を多量に発育させている。どの生物においても、急速に発育中の胚子ほど放射線の影響を受けやすいことが知られている (Russell and Russell 1952, Vereecke and Pelerents 1969, Cerutti 1974)。2011 年 3 月中旬の原発事故以降、ワタムシは高濃度の汚染の中で、その秋まで多くの世代がクローン増殖を行った。このため発育中の胚子は、高い線量によって悪影響を受けた可能性がある。仮に遺伝子レベルでの損傷が生じれば、損傷された遺伝子はクローン増殖によって次の世代に伝えられ、秋までの間に、多量の遺伝子損傷がクローン系統内に蓄積された可能性がある。2011 年の秋には有性生殖が行われたために、遺伝的組換えの結果、特定の個体には多量に損傷遺伝子が受け渡されることも起こり得たであろう。この結果、事故後初めての有性生殖によって生み出された卵から孵化する幼虫には、多量の表現型変異が表れた可能性がある (Lynch and Gabriel 1983)。

第二に、アブラムシは不完全変態昆虫として、1 齢幼虫から体各部の長さを計測可能であり、形態レベルで生じる変異があれば、定量化可能である。これまでの研究からもアブラムシの1 齢幼虫は、環境の影響や遺伝的影響を受けやすく、大きな変異性が見いだせることが明らかになっている (Akimoto 1988, 1990, 1998, 2006, Komatsu and Akimoto 1995, Akimoto and Yamaguchi 1997, Komazaki 1998)。一方、完全変態昆虫では、表現型の多様性変異が生じていても、ウジ虫状の幼虫であるため、よほど大規模な形態変異以外は変異を検出することが困難である。

第三に、ゴール形成性アブラムシは、越冬卵から孵化した1 齢幼虫がゴールを形成し、ゴール内で1 齢は成虫へと成長し、無性生殖的に産子する。したがって、1 齢幼虫の脱皮殻はゴール内に残されるので、その形態を精査でき、また第2 世代目の1 齢幼虫の形状を調べることも可能である。1 齢幼虫に注目すれば、生存力の低い個体も調査の対象にでき、特に成長途中で発育が停止した個体の形態を調べることもできる。一般に、野外において、脚や触角が欠けた昆虫が発見されれば、捕食者による攻撃と考えられる。しかし、完全閉鎖空間であるゴール内で発見される昆虫が脚を失っていても、捕食の可能性を排除できるというメリットもある。ゴール形成アブラムシの1 齢幼虫に形態異常が見いだされた例は、別の種において報告されている (Akimoto 1985)。

採集したゴールはピンセットで解剖し、中のアブラムシを80%アルコール中に保存した。幹母1 齢幼虫の脱皮殻はキチン化が強く、ゴール内で容易に見つけることができる。福島県川俣町で採集したすべてのゴールから幹母1 齢幼虫を取りだし、スライドガラス上にカナダバルサム（接着封入剤）を用いて永久標本を作成した。他地域で採集されたサンプルからも、同様にスライド封入した永久標本を作成した。

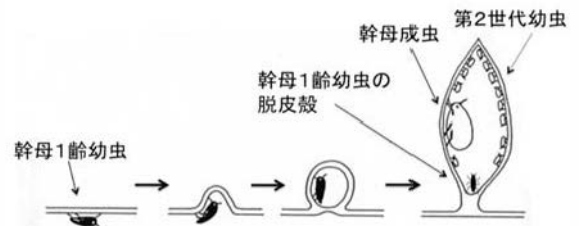


図1. ヨスジワタムシ幹母1 齢幼虫のゴール形成

採集したゴールはピンセットで解剖し、中のアブラムシを80%アルコール中に保存した。幹母1 齢幼虫の脱皮殻はキチン化が強く、ゴール内で容易に見つけることができる。福島県川俣町で採集したすべてのゴールから幹母1 齢幼虫を取りだし、スライドガラス上にカナダバルサム（接着封入剤）を用いて永久標本を作成した。他地域で採集されたサンプルからも、同様にスライド封入した永久標本を作成した。

3. ヨスジワタムシの生活史

ヨスジワタムシ属のアブラムシは寄主転換性で、2 種類の植物に寄生し、季節によって寄主植物を換える。4 月下旬頃、ハルニレ幹上の越冬卵から孵化した幼虫は産卵場所の樹皮から芽吹いたばかりの新芽まで移動し、展開中の新葉でゴール形成を開始する。越冬卵から孵化し、ゴール形成を行う世代

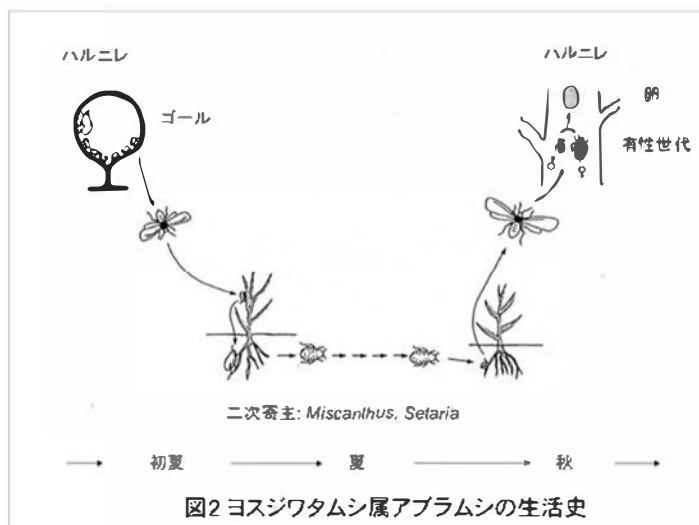


図2 ヨスジワタムシ属アブラムシの生活史

を幹母世代と呼ぶ。ゴール形成が行われる植物は一次寄主と呼ばれる。幹母幼虫は新葉の下面に静止し、口針によって葉の組織を刺激することで葉に肥大成長を生じさせ、やがて膨れあがった葉の組織内に取り込まれる (図1)。ゴール内で成虫に達し、その後無性生殖によって第二世代の1 齢幼虫を産子する。第二世代はゴール内で有翅型に成長し、ゴール壁の割れ目から外に現れ、ゴールを離れて二次寄主のイネ科草本に移動する (図2) (オオヨスジワタムシの場合にはススキ、

クロハラヨスジワタムシの場合にはエノコログサ)。二次寄主上で有翅型は無性生殖的に産子し、第三世代の1齢は根に潜り込む。初夏から秋まで、数多くの世代が2次寄主の根でコロニーを維持し、秋に産出された幼虫が有翅型に成長する。秋の有翅型は10月中旬に二次寄主を離れ、一次寄主のハルニレに飛来し、その樹皮上で有性メスとオスを産出する。有性世代は交尾し、樹皮上に越冬卵を生み付ける。越冬卵は露出された状態で生み付けられており、放射性降下物が直接接する状況にある。

4. 2012年調査サンプルと他地域のサンプルとの形態異常の比較

形態の調査には、川俣町で2012年6月3日に採集されたゴール由来の167頭のオオヨスジワタムシ *Tetraneura sorini* および136頭のクロハラヨスジワタムシ *Tetraneura nigriabdominalis* の幹母1齢幼虫を用いた。福島サンプルに対する対照比較群として、日本各地7地域のハルニレあるいはアキニレから採集された1559頭のオオヨスジワタムシおよび1677頭のクロハラヨスジワタムシの幹母1齢幼虫を用いた。1齢幼虫の体長は、オオヨスジワタムシが平均0.90mm、クロハラヨスジワタムシが0.72mmであった。川俣町採取地点での採集日の空間放射線量は、1mの高さで4.0μSv/h、地表部で6.0μSv/hであった。比較においては、死亡の有無は問わず、形態異常だけを問題とした。したがって、サンプル中には、死亡個体も含まれるが、形態異常が生じていなければ、その個体は異常なしと判定した。一方、生存していても、高度な異常と判定された個体も含まれる。

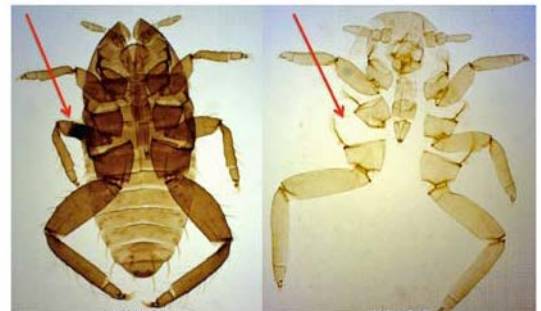
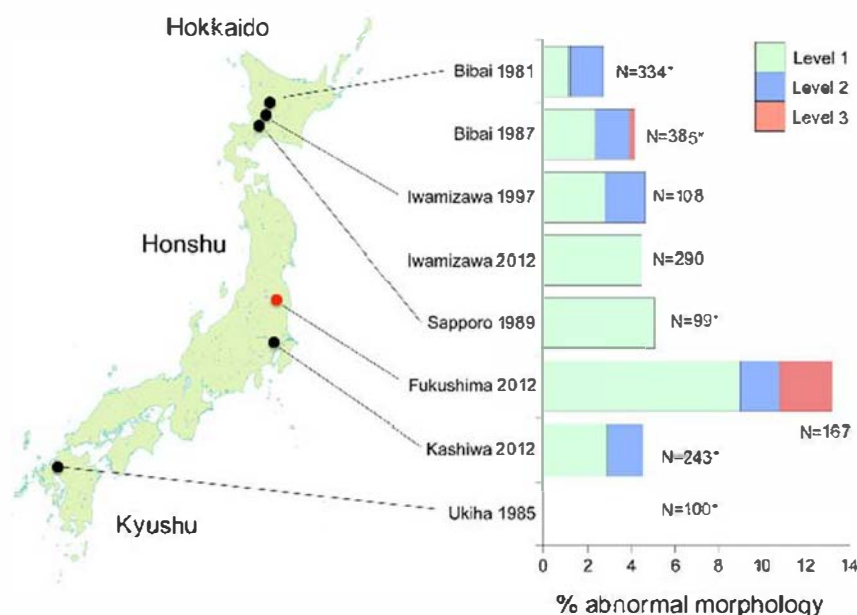


図3 組織の壊死と付属肢の欠損 (左)1齢幼虫中脚の壊死、(右)同一個体3齢の中脚の欠損

福島サンプルおよび他地域のサンプルを検鏡した際に、さまざまな形態異常を示す1齢幼虫が見出された。異常の程度はさまざまで、ごく軽微な異常から極端な左右非対称や新規の形質状態まで、多様性に富んでいた。福島集団、他地域集団を問わず最も多く見出されたのは、1齢幼虫の付属肢(脚や触角)において、組織の壊死が生じるケースであった。組織の壊死が生じると、検鏡した際に、1齢幼虫の付属肢内部に壊死した組織がメラニン化した塊として残されているのが確認できる。この結果、この幼虫が脱皮すると、2齢以降の幼虫では壊死部分より先の付属肢が失われる(図3)。このようにして、ゴール内の多

図4 オオヨスジワタムシ1齢幼虫の形態異常



くの幹母成虫は付属肢を失っていた。組織の壊死の程度が進むと、脚や触角を欠いた状態で幼虫が孵化してきた。1齢幼虫の段階から脚や触角を欠いた個体は、外骨格内部の筋肉組織に問題が生じているように思われた。さらに軽微な形態異常として、脚や触角の湾曲、腹部の小瘤、腹部体節の融合などが見出された(Akimoto 2014)。

形態異常をその程度に

よって三段階に分類した。最も程度の軽いレベル1には、1本の付属肢での組織の壊死、脚の湾曲や小瘤、体節の部分的融合が含まれる。レベル2の異常では、2本の付属肢での組織の壊死が含まれる。さらに1本の脚の欠損や触角の欠損もレベル2に分類した。レベル3の異常には、2本以上の付属肢における欠損、新しい形質状態、極端な左右非対称形質が含まれた。形態異常のカテゴリー分けは、福島集団での異常性の高さを示すために行ったが、統計分析には、この分類結果は用いなかった。

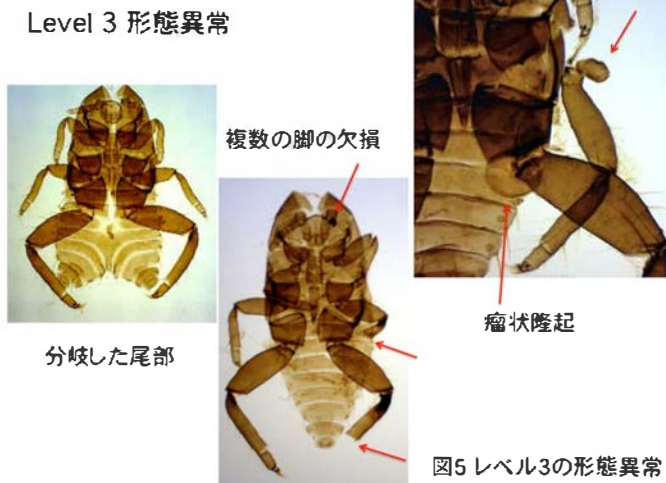


図5 レベル3の形態異常

福島産の167頭のオオヨスジワタムシ幹母のうち13.2%の個体が何らかの形態異常を示した。これに対して、7地域の対照比較群では、0%から5.1%（平均3.8%）の個体に形態異常が認められた（図4）。福島における形態異常率（レベル1からレベル3の合計）は、他の地域比較群の形態異常率に比べて有意に増加が認められた（Akimoto 2014）。とりわけ、福島サンプルでは、レベル3の異常が4個体で見出された（図5, 6）。これに対して他地域比較群でのレベル

3の異常は1987年に美唄市で得られた1頭のみにとまる。

福島産の136頭のクロハラヨスジワタムシ幹母1齢幼虫のうち、形態異常を示した個体は5.9%であった（図7）。このうち1頭は、レベル3の形態異常を示した。他の6地域と比べると、福島のサンプルが最も形態異常率が高かったが、全ての集団との間で有意差が見出されたわけではない。

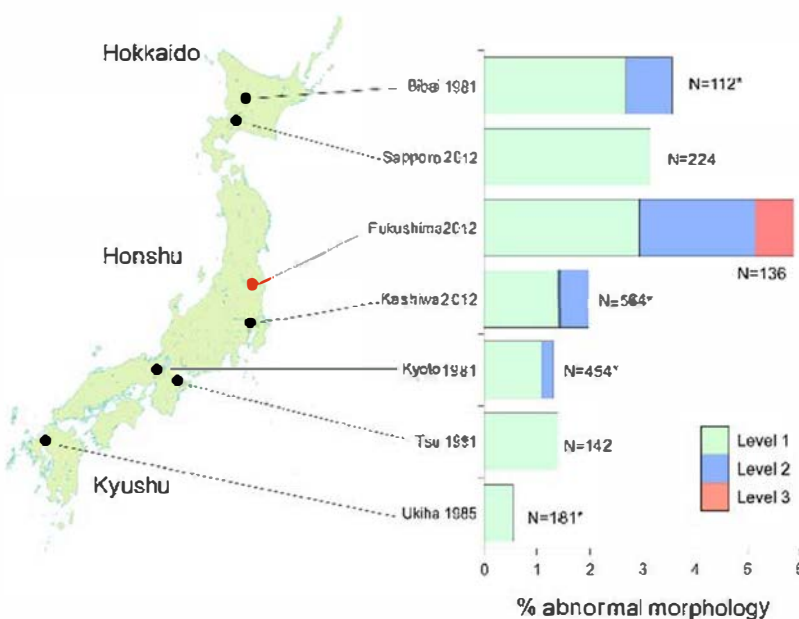
5. 川俣町2012年サンプルと2013年、2014年サン

Level 3: 形態異常



図6 レベル3の形態異常

図7 クロハラヨスジワタムシ1齢幼虫の形態異常



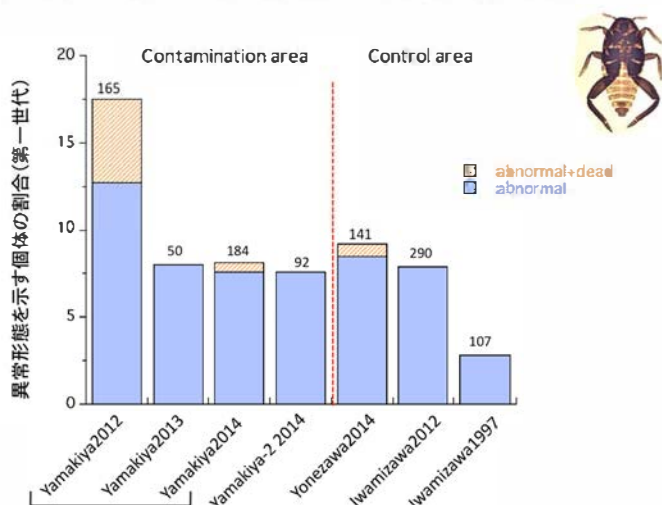
プルとの比較

同一のハルニレ調査木において、2013年と2014年に、2012年とほぼ同じ時期にゴールの採集を行い、幹母の形態異常率を比較した。本節での分析では、形態異常率は全幹母（1齢から成虫までを含む）を対象にしたため、前節の形態異常率よりも高い値となっている。オオヨスジワタムシでは、2012年に17.5%と

いう高い異常率が見られたものの、2013 年には形態異常率が大幅に減少し、2014 年でもこの傾向は変わらなかった（図8）。2014 年に山木屋の別のハルニレから採集されたサンプルでも異常率は低いレベルで保たれた。2013 年-2014 年のこれらの値はコントロール地域の米沢市や北海道岩見沢市のサンプルに見られる異常率と有意には変わらなかった。空間線量は2012 年の $4\mu\text{Sv}$ に対して、2013 年には 2.4μ 、2014 年には 1.8μ と低下した。

クロハラヨスジワタムシでは、オオヨスジワタムシよりも形態異常率は全体的に低い値を示した。

図8 オオヨスジワタムシ1齢から成虫までの形態異常の地域比較



2013 年には、形態異常率は2012 年の値よりも大きく低下したが、2014 年には再び増加が見られた（図9）。2014 年のこの値は、空間線量的には大きな違いがない飯舘村のサンプルに対しても有意であった。この値は、コントロール地域の値と比べても大きく、今後も調査を継続する必要がある。

6. 2012 年ゴール内の第二世代幼虫の形態異常

第二世代（図1）が産出されていた76 ゴールのオオヨスジワタムシに関して、すべての第二世代幼虫を実体顕微鏡下で観察し、大規模な形態異常が生じているか否かを調べた。計

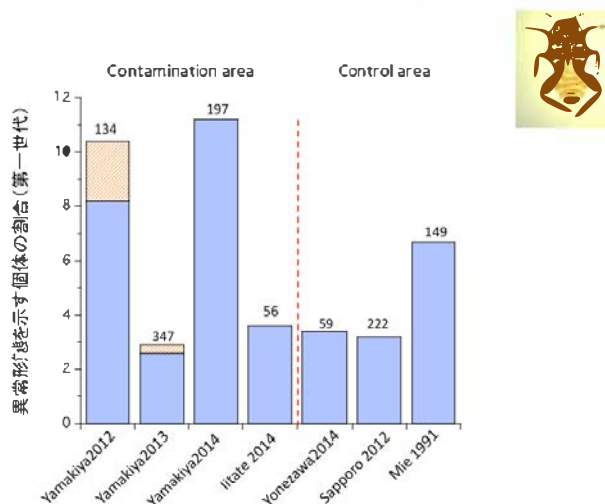
543 個体を顕微鏡下で1 頭ずつチェックしたが、1 ゴール由来の2 頭(0.37%)だけに形態異常が見出された。2 頭とも片方の触角が完全に欠損する異常であった。しかし、これら個体の母親には形態異常は見出されなかった。また、形態異常を示した第一世代の子世代には、一見しての形態異常は確認できなかった。したがって、第一世代で確認できた形態異常は次世代へは遺伝していない。

7. 考察

現在時点での結果は、川俣町の1 本のハルニレより採集された2 種のワタムシゴールに基づく分析に限定されている。調査に用いた種類数、調査地点とも限られているため、福島汚染地域全体でワタムシの形態異常が増加していると結論することはできない。形態異常を引き起こす要因はさまざまなものが想定でき、採集されたワタムシ個体の放射線分析や化学分析も行われていないため、その要因を確定するのは困難である。しかしながら、この地点で2 年間にわたる調査から、その要因に関して、ある程度の推測を行うことは可能である。

形態異常はさまざまな野生生物で見出されており、研究者の関心を引く現象であるため、詳しい調査が行われてきたが、決定要因はなかなか明らかになっていない。例えば、北米では、カエルやサンショウウオの形態異常が頻繁に発見され、化学物質説、放射性物質説、寄生虫説、捕食者説が提唱されているが(Stocum 2000, Lannoo 2008)、現在でも決着はついていない。両生類の場合には、幼生時に

図9 クロハラヨスジワタムシ1齢から成虫までの形態異常の地域比較



捕食者に襲われることによって、四肢が再生する際に形態異常が発生することも明らかにされており、形態異常が自然条件下でも生じることが指摘されている (Ballengée and Sessions 2009, Bowerman et al. 2010)。本研究のワタムシ2種に関しては、捕食や寄生の影響はきわめて考えにくい。今回の調査では、孵化幼虫を対象としているために、形態異常は卵内の発生過程で生じている。卵内での発生に病原体・寄生者が関与することで形態異常が生じることは報告例がなく、まして閉鎖ゴール内で捕食者が関与する可能性は想定しがたい。

アブラムシの形態異常に関しては、卵発生中の高温や抵抗性寄主植物での摂食が1齢幼虫の形態異常を引き起こしうるということが報告されている (Shingleton et al. 2003, Kobayashi and Murai 2012)。また、交配時に近親交配が生じていれば、これがきっかけとなって劣性有害遺伝子がホモ接合体化し、形態形成に有害効果を引き起こした可能性も考えられる (Akimoto 2006)。さらに生物一般を考えれば、発生過程を攪乱し形態異常を引き起こす「突然変異源」となりうるものは、化学物質ではメタンスルホン酸エチル(EMS)やN-メチル-N'-ニトロ-Nニトロングアニジン(MNNG) (Singer and Kusmierk 1982)、に加えて、各種の放射性物質 (Møller and Mousseau 2006) が知られている。

調査地域の気象状況を気象台データから調べると、2012年春も2013年春も異常気象の年ではなく、越冬卵が高温状態にさらされた証拠は得られなかった。ハルニレ調査木自体の抵抗性に関しては、ワタムシの成長速度を他地域と比較することで推定されているが、北海道のハルニレと比べて、栄養条件が劣るという証拠は得られていない (Akimoto 2014)。さらに、調査地域は、計画的避難区域に指定されており、2011年以降、作物の作付けが行われておらず、このため殺虫剤や除草剤は使用されていない状態にある。実際に、調査木周辺は、森林に囲まれた自然度の高い元農耕地であり、雑草に覆われた状態であった。このような状況から、この地域に突然変異源となる化学物質が分布する可能性は、きわめて低いと考えられる。

2013, 2014年の調査結果から、形態異常の多発は2012年春、あるいはその前年固有の現象であることが推察できる。なぜならば、2013年にワタムシ集団では健全個体の割合が増加し、急速に回復を見せているからである。近親交配や化学物質汚染によって形態異常が引き起こされたのであれば、一年後にその状況が急速に改善を見せることは考え難い。したがって、2011年秋から2012年春にかけて越冬卵の周辺に存在した物質、あるいは2011年に無性生殖世代の遺伝子を損傷させた物質が形態異常を多発させた主要な原因である可能性が高い。

2011年3月中旬の原発事故によって、調査地周辺は放射性降下物によって高度に汚染された。川俣町山木屋地区における文部科学省の調査では、2011年3月16日採集の雑草は、ヨウ素131が727,000 Bq/kg、セシウム137が158,000 Bq/kg、セシウム134が157,000 Bq/kgの汚染を受けたことが記録されている。この時期、越冬中の卵も同程度の汚染を受けたと考えられる。ワタムシ2種は、こうした汚染状況の下でゴールを形成し、初夏には、イネ科草本の根際近くの地中にコロニーを作り、さらに秋には、ハルニレの樹皮上に産卵した。福島第一原発周辺地域では、樹皮も地表面も、放射性降下物質で強く汚染されたことが報告されている (Kuroda et al. 2013, Tanaka 2013, Tanaka et al. 2013)。形態異常の原因として、もし放射性物質が関与しているとすれば、2つの要因が考えられる。一つは、高放射線下での遺伝子の損傷と、有性生殖による変異の増大である。他方は、水の電離によって発生した活性酸素種(酸化ストレス)から引き起こされる短期の生理学的影響である (Mousseau and Møller 2012)。

昆虫に対してγ線を照射し、生存、成長、繁殖がどう影響されるかを調べる研究は1960年代～70年代に盛んに行われた。昆虫は哺乳類に比べて放射線に耐性を示し、多くの実験では数十グレイから数百グレイの強い放射線量が用いられた (Cole et al. 1959, Elbadry 1965, Elvin et al. 1966, Burgess and Bennett 1971, Burditt et al. 1989)。1970年代の沖縄のウリミバエの不妊虫放飼計画でも、個体あたり70グレイが照射され、成虫の生存・行動レベルでは問題がないものの、不妊となる個体が作り出され、野

外に放たれた。こうした事例を見ると、福島汚染地域の放射線量は照射実験の線量に比べて余りにも低く、昆虫類の成長・繁殖に影響が出るとは考えにくい。しかしながら、放射性降下物による汚染と γ 線照射実験には大きな違いがあると思われる。汚染地域では、空間放射線量こそそれほど高くはないが(2012年に $4\mu\text{Sv/h}$)、放射性物質の粒子が地表面および樹皮表面を覆っている状況である。こうした放射性粒子は、越冬中のワタムシの卵の表面上に、あるいはその近傍に存在していたことであろう。セシウム137の放射性粒子であれば、 γ 線に加えて β 線を出すので、卵期間である約4ヶ月の間、卵内の細胞は近傍の粒子から継続的に照射を受けた可能性がある。長径1mm以下の昆虫卵であれば、放射性粒子の近傍の細胞は、遺伝子レベルで、あるいは生理的レベルで強いストレスを受けたと考えられる。放射線の影響に関しては、放射性粒子の生物に対するスクリーニングの効果(小型生物ほど影響を受けやすい)を考慮する必要がある。

今回の調査では、高度の形態異常(レベル3)を示すものが複数個体見出された。こうした個体は、放射線を強く受けたと思われるかもしれないが、実はそうではない。全身に強い放射線を浴びれば、発育が停止し、死亡するのみである。放射性粒子から「局所的」に強い放射線を浴びたことによって発育中の一部の細胞が破壊されたために、それを補う補償的な細胞増殖が生じたように思われる。全身的には強い線量を浴びていないために、形態異常の1齢幼虫として孵化してくる。 γ 線照射実験とは異なり、越冬卵近傍の放射性粒子から放出される放射線の局所的影響が今回観察されたと私は考えている。こうした点で、微小昆虫への放射性降下物の影響は、大型哺乳類に対する影響とは大きく異なると思われる。興味深い点は、ゴール内で産出される第二世代では、同じ空間線量を浴びているはずであるのに、形態異常がほとんど見られない点である。ゴールは新葉を肥大成長させて作った組織であり、内部には放射性物質がほとんど含まれていない。この点が、一次世代と二次世代の幼虫の受けた違いを説明するように思われる。

文献

- Akimoto, S. (1985) Occurrence of abnormal phenotypes in a host-alternating aphid and their implications for genome organization and evolution. *Evol. Theor.*, 7, 179–193.
- Akimoto, S. (1988) The evolution of gall parasitism accompanied by a host shift in the gall aphid, *Eriosoma yangi* (Homoptera, Aphidoidea). *Biol. J. Linn. Soc. Lond.*, 35, 297–312.
- Akimoto, S. (1990) Local adaptation and host race formation of a gall-forming aphid in relation to environmental heterogeneity. *Oecologia*, 83, 162–170.
- Akimoto, S. (1998) Heterogeneous selective pressures on egg-hatching time and the maintenance of its genetic variance in a *Tetraneura* gall-forming aphid. *Ecol. Entomol.*, 23, 229–237.
- Akimoto, S. (2006) Inbreeding depression, increased phenotypic variance, and a trade-off between gonads and appendages in selfed progeny of the aphid *Prociphilus oriens*. *Evolution*, 60, 77–86.
- Akimoto, S. (2014) Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout? *Ecology and Evolution*, 4, 355–369.
- Akimoto, S., and Y. Yamaguchi. (1997) Gall usurpation by the gall-forming aphid, *Tetraneura sorini* (Insecta Homoptera). *Ethol. Ecol. Evol.*, 9, 159–168.
- Ballengée, B., and S. K. Sessions. (2009) Explanation for missing limbs in deformed amphibians. *J. Exp. Zool.* 312B, 770–779.
- Bowerman, J., P. T. J. Johnson, and T. Bowerman. (2010) Sublethal predators and their injured prey: linking aquatic predators and severe limb abnormalities in amphibians. *Ecology*, 91, 242–251.
- Burditt, Jr. A.K., F. P. Hungate, and H. H. Toba. (1989) Gamma irradiation: Effect of dose and dose

- rate on development of mature codling moth larvae and adult eclosion. *Int. J. Rad. Appl. Instrum. C*, 34, 979–984.
- Burgess, E. E., and S. E. Bennett. (1971) Mortality and abnormalities caused by gamma irradiation of alfalfa weevil larvae. *Ann. Entomol. Soc. Amer.*, 64, 88–90.
- Cerutti, P. A. (1974) Effects of ionizing radiation on mammalian cells. *Naturwissenschaften*, 61, 51–59.
- Cole, M. M., G. C. Labrecque, and G. S. Burden. (1959) Effects of gamma radiation on some insects affecting man. *J. Econ. Entomol.*, 52, 448–450.
- Elbadry, E. (1965) Some effects of gamma radiation on the potato tuberworm, *Gnorimoschema operculella* (Lepidoptera: Gelechiidae). *Ann. Entomol. Soc. Am.*, 58, 206–209.
- Elvin, T., B. E. Wendell, and C. R. Robert. (1966) Effects of gamma radiation on *Rhyzopertha dominica*, *Sitophilus oryzae*, *Tribolium confusum*, and *Lasioderma serricorne*. *J. Econ. Entomol.*, 59, 1363–1368.
- Hesse-Honegger, C., and P. Wallimann. (2008) Malformation of true bug (Heteroptera): A phenotype field study on the possible influence of artificial low-level radioactivity. *Chem. Biodivers.*, 5, 499–539.
- Hiyama, A., C. Nohara, S. Kinjo, W. Taira, S. Gima, A. Tanahara, and J. M. Otaki. (2012) The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Sci. Rep.*, 2, 570.
- Kobayashi, M., and T. Murai. (2012) Development and reproduction of five populations of the foxglove aphid, *Aulacorthum solani* (Kaltenbach) (Hemiptera: Aphididae), on nine soybean cultivars. *Jpn. J. Appl. Entomol. Zool.*, 56, 49–55 (in Japanese)
- Komatsu, T., and S. Akimoto. (1995) Genetic differentiation as a result of adaptation to the phenologies of individual host trees in the galling aphid *Kaltenbachella japonica*. *Ecol. Entomol.*, 20, 33–42.
- Komazaki, S. (1998) Difference of egg diapause in two host races of the spirea aphid, *Aphis spiraeicola*. *Entomol. Exp. Appl.*, 89, 201–205.
- Kuroda, K., A. Kagawa, and M. Tonosaki. (2013) Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *J. Environ. Radioact.*, 122, 37–42.
- Lannoo, M. (2008) Malformed Frogs: The Collapse of Aquatic Ecosystems. University of California Press, Berkeley. 288 p.
- Lynch, M., and M. Gabriel. (1983) Phenotypic evolution and parthenogenesis. *Am. Nat.*, 122, 745–764.
- Møller, A. P., and T. A. Mousseau. (2006) Biological consequences of Chernobyl: 20 years after the disaster. *Trends Ecol. Evol.*, 21, 200–207.
- Møller, A. P., and T. A. Mousseau. (2009) Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 20 years after the accident. *Biol. Lett.*, 5, 356–359.
- Møller AP, Mousseau, T. A., Milinevsky, G, Peklo, A, Pysanets, E, Szep, T (2005) Condition, reproduction and survival of barn swallows from Chernobyl. *J. Anim. Ecol.*, 74, 1102–1111
- Mousseau, T. A., and A. P. Møller. (2012). Entomological studies in Chernobyl and Fukushima. *Am. Entomol.*, 58, 148–150.
- 大瀧丈二 (2013) 原発事故の生物への影響をチョウで調査する. 科学 83、1037-1044
- Russell, L.B., and W. L. Russell. (1952) Radiation hazards to the embryo and fetus. *Radiology*, 58, 369–377.

- Shingleton AW, Sisk GC, Stern DL (2003) Diapause in the pea aphid (*Acyrtosiphon pisum*) is a slowing but not a cessation of development. *BMC Dev. Biol.* 3: 7.
- Singer, B., and J. T. Kusmierk. (1982) Chemical mutagenesis. *Annu. Rev. Biochem.*, 52, 655–693.
- Stocum, D. (2000) Frog limb deformities: An “eco-devo” riddle wrapped in multiple hypotheses surrounded by insufficient data. *Teratology*, 62, 147–150.
- Tanaka, D. (2013) Distribution of radiocesium from the radioactive fallout in fruit trees. In: Nakanishi, T. M., K. Tanoi, editors. *Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident*. Springer. pp. 143–162.
- Tanaka, K., A. Sakaguchi, Y. Kanai, H. Tsuruta, A. Shinohara, and Y. Takahashi. (2013) Heterogeneous distribution of radiocesium in aerosols, soil and particulate matters emitted by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: Retention of micro-scale heterogeneity during the migration of radiocesium from the air into ground and river systems. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 295, 1927–1937.
- Vereecke, A., and C. Pelerents. (1969) Sensitivity to gamma radiation of *Tribolium confusum* eggs at various developmental stages. *Entomol. Exp. Appl.*, 12, 62–66.
- Yablokov, A. V., V. B. Nesterenko, and A. V. Nesterenko. (2009) Chernobyl: Consequences of the catastrophe for people and the environment. *Ann. NY. Acad. Sci.* 1181p.

Temporal and spacial variation in morphological abnormality found in gall-forming aphids in a highly contaminated area in Fukushima

Akimoto S

Systematic Entomology, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University

To evaluate the impact of fallout from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident on organisms, the morphology and viability of the gall-forming aphid *Tetraneura sorini* and *T. nigriabdominalis* were compared between a Fukushima population and other populations from non-contaminated areas. The present study focused on first-instar gall formers derived from the first sexual reproduction after the accident. Of 164 first instars from *T. sorini* galls collected 32 km from Fukushima Daiichi in spring 2012, 13.2% exhibited morphological abnormalities, including 4 conspicuously malformed individuals (2.4%). In contrast, in the control populations, first instars with abnormal morphology accounted for 0.0–5.1% (on average, 3.8%). The incidence of abnormalities was significantly higher in Fukushima than in the control populations. A similar tendency was found in *T. nigriabdominalis*. We morphologically compared first instars of the first generation (hatching from eggs on the bark surface and inducing galls) with those of the second generation (“clones” of the first generation and produced parthenogenetically in the galls as larvae). Of 543 second-generation first instars in the Fukushima population, only 0.37% had abnormalities. This result suggests that radioactive contamination had deleterious effects on embryogenesis in eggs deposited on the bark surface, but a negligible influence on the second generation produced in closed galls. Analysis of samples collected in spring 2013 and 2014 indicated that the viability and healthiness of the aphids were recovered compared to those in the 2012 samples. Thus, a reduced level of radiation may have led to the recovery of viability and healthiness of the Fukushima population.

E-mail of Akimoto S: akimoto@res.agr.hokudai.ac.jp

放射能汚染地域におけるヤマトシジミの調査

平良 渉¹、檜山 充樹¹、岩崎 茉世¹、阪内 香¹、大瀧 丈二^{1,2}

¹ 琉球大学大学院理工学研究科、² 琉球大学理学部

1. はじめに

福島第一原発事故によって大量の放射性物質が環境中に放出されるという、大規模な環境汚染が発生した。この環境汚染が野生生物に与える影響を調べるために、我々は小型のチョウであるヤマトシジミ (*Zizeeria maha*) を用いて研究を行ってきた[1-8]。それらの研究の中から、本報告では、汚染地域に生息するヤマトシジミで 2011 年に見られた形態異常の増加や死亡率の上昇などの現象が、事故後 3 年間でどのような変動を見せたのかについて紹介する。また、この 3 年間の調査の結果から見えてきた、多様性やゲノム (DNA) への影響を調査することの必要性や重要性などについても紹介しておく。

2. ヤマトシジミの環境指標生物・実験動物としての有用性

環境の変化、特に放射能汚染のような環境汚染による変化において、その生物影響を明らかにするためには、実際の野外での状況を調べる「野外調査」と、その状況を作りだしている要因を探るための「実験」の 2 方向の研究が必要である。その 2 つの方向性を可能とする材料として本研究では小型のチョウ類であるヤマトシジミに着目した。

ヤマトシジミはこれまでに遺伝子組み換え作物の影響評価といった他の研究においても、環境の指標生物として用いられてきた経緯があり[9-10]、放射能汚染の生物影響の評価に用いる上でもいくつかの利点がある。ヤマトシジミは、畑や公園、住宅地など人の生活環境に非常に密接して生息しているため、都市部も含めた人の生活環境の評価が行える。また、飛翔能力も低く(分散能力が小さく)、地面と非常に接近して生息し、生息地における評価、とりわけその地域の地面に沈着した放射性物質からの影響の評価がしやすい。さらに、単食性であり内部被曝の影響も考えやすい。方法論的には、捕獲も容易であり(野外における出現頻度も高く)、色模様も明瞭で評価しやすい。また、多化性(1 年に成虫が数回出現する。つまり 1 年に数回世代交換が行われる)であり、かつ 1 世代が非常に短い(約 1 か月)ので遺伝的な影響も見やすい。さらに、個体も小さく(大量飼育に適し)、飼育法も簡素で、人工的に外部・内部被曝させる実験などにも利用が可能である。形態的・行動的に正常な成虫が得られるような飼育方法はすでに確立されており[11]、生理学や遺伝学、環境科学で使えるシジミチョウ科のモデル生物として確立されてきた[12-14]。以上のように、ヤマトシジミは環境指標生物としても、実験動物としても有用であり、野外調査と実験の両方向から評価ができ、放射能汚染の生物影響の調査においてはもっとも適した種の一つであると言える。

3. 野外調査(2011-2013)の概要(方法)

野外調査は、2011 年から 2013 年にかけて、年に 2 回、春と秋に行った。調査地点については、採集回によって詳細は多少異なっているが、典型的な例は、福島市、本宮市、広野町、いわき市、高萩市、水戸市、つくば市の 7 地点(図 1)を、5 日間かけて、南から北にかけて移動していくというものであった(詳細については Hiyama et al. 2015 [7])。

採集は 1 地点あたり 4 人で行い(2013 年春は 3 人)、採集時間は 20 分を基本単位として行った。方法は、野外で飛翔中または草などにとまっている成虫個体を、捕虫網を用いて捕獲した。採集した個

体は、円柱形のねじロチューブ(直径 13 mm × 高さ 50 mm)に移し、沖縄の研究室に持ち帰り水槽内に放すまでは、約 10 °C に維持されたクーラーボックスで保管した。また、比較対象として、沖縄、鹿児島、福岡、山口、愛媛、兵庫、青森でも採集を行った。



図 1. 採集地点
赤丸：福島第一原発(FNPP)
黒丸：主要 7 地点
白丸：その他の採集地点
Hiyama et al.(2015) [7]より。

採集された個体は研究室に持ち帰り、一般的な実体顕微鏡を用いて、形態的な異常の有無を検討した。検討を行った部位(形質)は、翅形(翅脈も含む)、腹側の翅の色模様、付属肢(前脚、中脚、後脚、触角、口吻、パルピ)、複眼、その他の構造(頭部、胸部、腹部)であった。この時「異常」としてカウントした形質は個体差を明らかに脱したもののみであり、真の異常率よりも過小評価してしまっている可能性があることに注意が必要である。

採卵と飼育は、基本的な飼育方法[11]にいくつかの変更[1, 2, 6, 15]を加えて行った。主要 7 地点で採集された個体のうち健全な個体を、各地点数個体ずつ選び採卵に用いた。それによって、F₁世代を得た。幼虫の世話(容器内の清掃およびエサの交換・追加)は、容器内の状態やエサの食べ具合に応じて毎日または 1 日おきに行った。幼虫のエサ(食草)には、放射性物質で汚染されていない沖縄産のカタバミ(*Oxalis corniculata*)を用いた。

4. 採集地における放射線計数率と空間線量率の変化

チョウの採集と同時に採集地点の地面線量も測定した。ベータ線(一部ガンマ線も含む)の放射線計数率(count rate)の計測には ALOKA TGS-133 または TGS-146B Geiger-Müller (GM) サーベイメーター(日立アロカメディカル, 東京)を用い、ガンマ線の空間線量率(dose rate)の測定には ALOKA TGS-161 または TGS-172 シンチレーション サーベイメーター(日立アロカメディカル, 東京)を用いた。これらのサーベイメーターは校正用線源 Ra-226 を用いて、2011 年、2012 年、2013 年の 4 月と 2011 年 11 月に校正が行われた(TGS-161 においては 2008 年 11 月と 2011 年 12 月に校正し、それに加え毎月の動作確認で異常がないか確認されている)。測定地点は個体が採集された場所から最も近い食草が生えている場所とし、地面から 0 cm, 30 cm, 100 cm の高さで測定し、測定開始から 30 秒後の値を記録した。また、その測定地点に加えてそこから 1m ずつ離れた任意の 2 地点においても地面線量(0cm

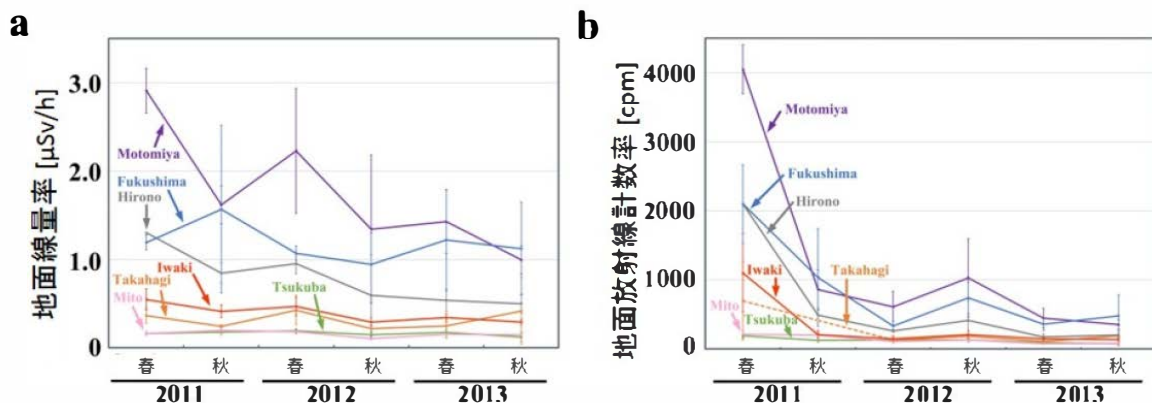


図 2. 調査地における放射線レベルの推移
(a)シンチレーションサーベイメーター、(b) GM サーベイメーターによる測定値。
Hiyama et al.(2015) [7]より改変。

の高さ)を測定し、計3点での測定値の平均値を採集地の地面線量とした。

その結果、放射線量は2011年春で最も高い値を示し、その後は減少傾向を示した(図2a, b)。減少したと言っても、福島市や本宮市などは、2013年秋においてもなお、未だに無視のできないような値を示し、福島第一原発から最も近い調査地点である広野町も比較的高い値を示していた。また、これらの比較的高レベルの汚染地域の線量は、2011年春からは大きく減少した2013年秋の値であっても、他の地域における2011年春時点の値よりも高い値を示していた。

5. 2011 年に見られた異常

2011年に採集された野外個体(親世代)においては、様々な形態異常が確認された(図3a)。これらの個体における形態異常率は、2011年5月では採集時の地面線量との間に相関を示さなかったが、同年9月では高い相関関係が示された。また、9月は5月よりも異常率が高かった。さらに、5月に採集された野外個体(親世代)では、福島市と本宮市の雄個体の翅サイズが、他の地域よりも矮小化する傾向が観察された。さらに、その傾向は採集地の地面線量と高い相関を示した。

F₁世代(子世代)でも、様々な形態異常が観察され、その程度は親世代(P世代)よりも重度であった(図3b-d)。また、それらの異常の中で、付属肢における異常率は福島第一原発から調査地点までの距離との間に高い負の相関を示した。さらに、福島第一原発に近いサンプリング地点(広野町など)の個体において、成長が遅延する傾向が観察された。さらにその傾向は、福島第一原発から調査地点までの距離との間に高い負の相関を示した。

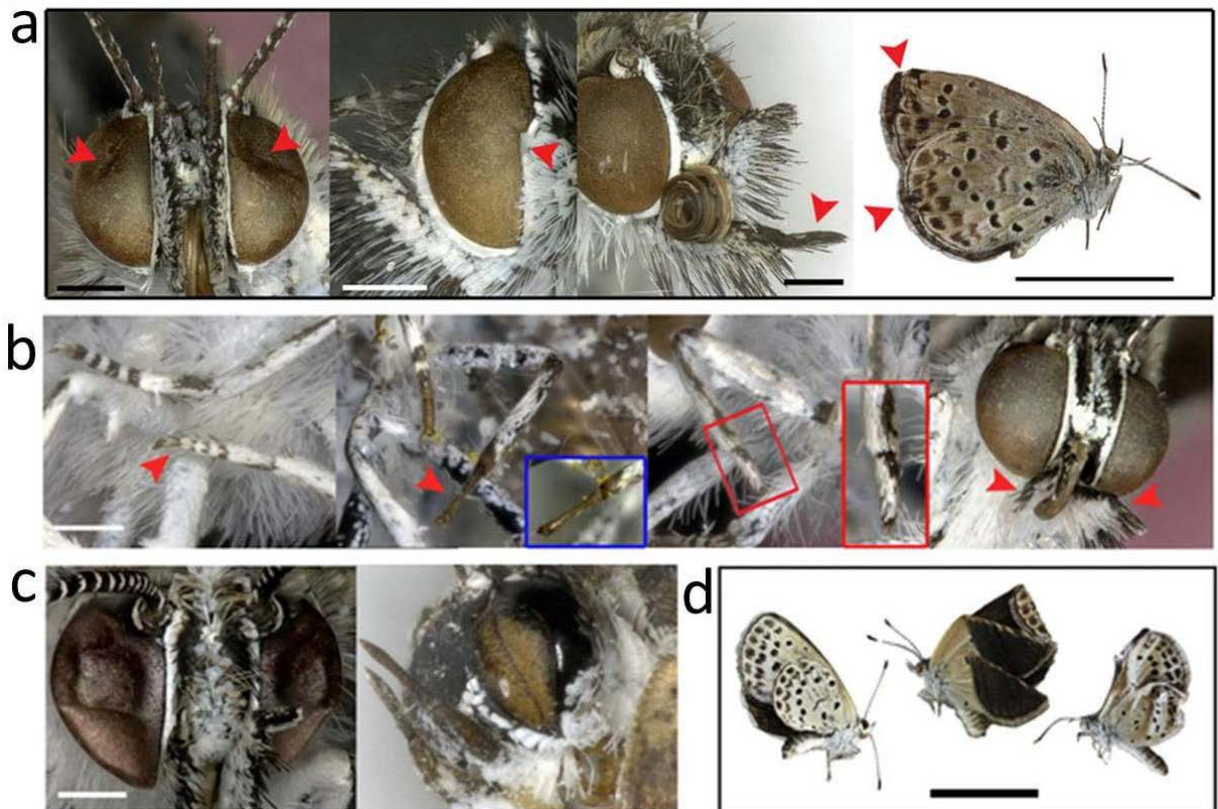


図3. 2011 年に見られた形態異常

(a) 野外採集個体(P世代)、左から、へこみのある複眼(白石市)、複眼の変形(いわき市)、右パルピの変形(高萩市)、翅形異常(福島市)。(b-d) F₁世代における形態異常。(b) 付属肢の異常、左から、左前脚符節の小型化(福島市)、左中脚符節の未発達(福島市と広野町)、パルピの未発達(高萩市)。(c) 複眼の異常、左：左右両方のへこみ(福島市)、右：左の複眼が棒状に変形(広野町)。(d) 翅形および翅サイズの異常、左から、福島市、高萩市、いわき市。Hiyama et al. 2012[1]より改変。

6. 事故後3年間の異常率推移

採集地の汚染レベルに応じて異常率の値は異なっていたものの、経時的な変化のパターンはよく似ていた。そこで、ここでは主要7地点から、2011年秋のF₁世代のデータが欠けている水戸市とつくば市を除いた5地点（福島市、本宮市、広野町、いわき市、高萩市）を一つの地域としてまとめた結果を図示した（図4）。

野外採集個体（P世代）では、多くの地点で2011年の春から秋にかけて成虫異常率の増加が見られ、その後は次第に減少していき、2012年秋には正常値と言えるレベルにまで戻った。

F₁世代においても似たような傾向が見られた。F₁世代の成虫異常率は、2011年秋によりはっきりとした異常率のピークが見られた。また、F₁世代では成虫異常率の他に、「幼虫期、前蛹期、蛹期における死亡」と「成虫まで生き残った個体に見られた形態的異常」を合わせてカウントした総異常率も算出した（この総異常率は飼育実験の際にしか出せない数値である）。この総異常率は2011年秋と2012年春にピークとなった（5地点をまとめると2011年秋から2012年春にかけてピークが続くように見える）。総異常率の減少は比較的ゆっくりで、正常なレベルに戻ったのは2013年春であった。総異常率の正常化には成虫異常率が正常なレベルに戻るよりも多くの時間を要するようである。

さらに、これらの汚染地域のデータに加えて、沖縄や青森などの放射能汚染が生じていない（汚染の程度が低い）地域で採集された野外個体における成虫異常率も一緒に図示した（図4）。汚染のない地域では、どの時点でも異常率の値は正常値であると言える10%以下を示しており、大きな増減は見られない。よって、汚染地域でみられた異常率の増加は汚染の影響である可能性が高い。

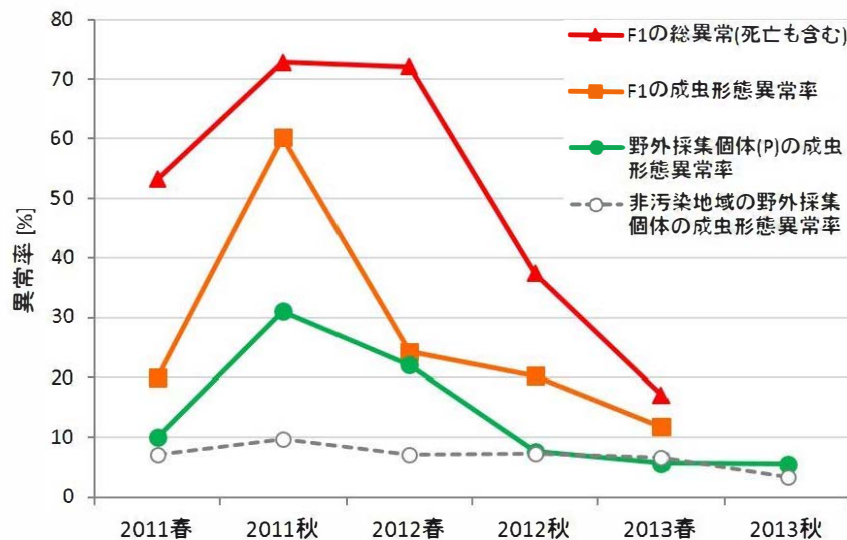


図4. 異常率の推移

7. ヤマトシジミの異常は終息か！？

2013年でヤマトシジミの異常率は正常なレベルにまで戻った。しかし、汚染の影響が全くなくなったのかどうかははっきりしない。2013年秋の成虫異常率を調べたところ、ほとんどの地点で比較的低かったが、本宮市と郡山市でやや高い値を示した。これらの地点は地面線量が比較的高い地域であり、11地点（主要7地点に仙台市、白石市、郡山市、霧島市を追加）のデータでは地面線量と野外採集個体の成虫異常率との間に比較強い相関がみられた（図5）。さらに、この相関の経時的な変化をみると、2011年秋に地面線量と最も強い相関を示し、その後は2012年秋と2013年春にかけて弱くなっていた。ここまでは異常率の推移と類似しているが、相関係数では意外なことに、2013年春に再び増加していた（図6）。ここで注意したいのは、この2013年秋の相関の強まりは、高レベル汚染地域で再

び異常率が上昇したからという理由ではないということである。むしろ、低レベル汚染地域において異常率がより減少したことが要因であると言える。いずれにしても、汚染レベルに応じて異常率に開きが出てきていることは確かで、値が正常範囲内に戻ったとはいえ、今後の変化が気になるところである。

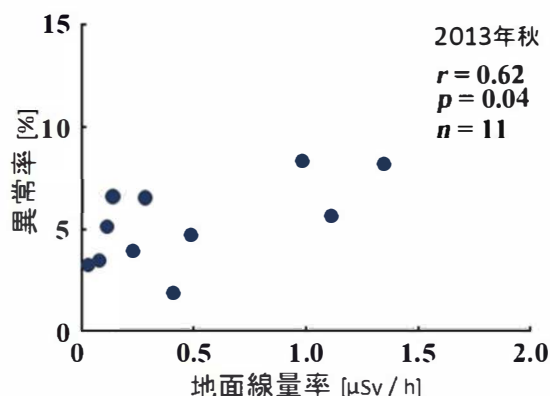


図 5. 2013 年秋における異常率と線量の相関
 r : 相関係数、 p : 検定 p 値、 n : 調査地点数。
 Hiyama et al.(2015) [7]より改変。

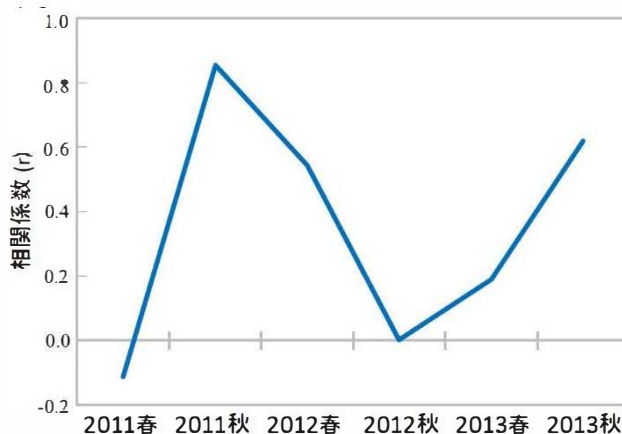


図 6. 地面線量と異常率との相関係数の推移

8. 2011 年春より 2011 年秋の方が異常率が高いのはなぜか？

ここで、事故後 3 年間で見られた異常率の増減が生じたメカニズムについて考えてみたい。

まず、2011 年春から秋にかけての異常率の増加についてである。単に線量との関係で異常率が増減するのなら、線量の最も高かった事故直後の 2011 年春に成虫異常率が最大値を示すはずである。しかし、実際には 4 か月後の 2011 年秋に成虫異常率が最大となっている。このずれが生じた理由として 2 つの仮説が考えられる。

一つは、「体細胞の損傷」と「生殖細胞の損傷」の違いが異常率に影響を与えたという説である。2011 年春に採集した個体は被曝第 1 世代目で、その親は全く被曝しておらず、被曝の影響というのは個体自体が受けた体細胞における影響のみである。体中にいくつもある体細胞の内のいくつかが影響を受けたとしても、それが形態異常として表れる可能性はそれほど高くないだろう。よって、2011 年春の第 1 世代ではそれほど高い異常率とはならなかった。一方、第 2 世代以降は、親も被曝しており、まだ生殖細胞だった時から被曝している。この生殖細胞は、体中の細胞の基となる細胞であるため、生殖細胞が受けた影響は個体全体に及び、結果として形態異常が現れやすい可能性がある。よって、被曝 5 世代目にあたる 2011 年秋の個体で異常率が増加したという説である。この説においては、異常率のピークは 5 世代目ではなく 2 世代目であり、5 世代目は減少の途中であったという可能性も考えられる。しかし、2~4 世代目については調査を行っていないので、その仮説は検証することはできない。

もう一つの説は、数世代にわたる継続的な被曝による突然変異の蓄積によって異常率が増加したという説である。F₁ 世代はコントロールされた環境下で飼育されているため、本来なら総異常率（死亡率も含む）は低く約 5%程度である。よって、汚染地域の F₁ 世代に見られた異常率の増加は、親世代からの影響を意味している。つまり、異常形質が遺伝した（少なくとも P 世代から F₁ 世代には）という事を示している。さらに、F₂ 世代においても形態異常がみられることもわかっており、形態異常の中には遺伝性のものが含まれていると言える。これが、DNA の突然変異によるものであるかの確証

はないが、これらの異常にはショウジョウバエの突然変異体で見られるものや、突然変異誘発物質を与えた時にみられる異常[14]と類似するものがあり、DNA の突然変異が含まれている可能性は高いと考えられる。この DNA の突然変異が次世代へと受け継がれて行くことで、世代が増すごとに蓄積されていき、異常率が増加していったという説である。この説についても、まだ仮説段階であり、DNA の突然変異を直接的に確認できているわけではない。実際にはどちらの仮説が正しいというよりは、両方の要因が複合的に作用している可能性もある。これらの仮説について検証していくことも、今後の課題の一つである。

9. 放射線耐性の適応進化の可能性

次に、2011 年秋以降の異常率の減少について考えてみる。ヤマトシジミの個体群でみられた異常率の増加が福島第一原発事故によって放出された放射性物質によって生じたとなると、異常率が減少(回復)した理由として以下の 2 つの仮説が考えられる。一つが、時間の経過に伴って放射線量が減少したからというもので、もう一つは、放射線によるストレスに対して抵抗性を付けるような適応進化が起きたからというものである。

一つ目の仮説は、事故から 3 年経ったことで個体群が正常な状態へ戻れるくらいにまで線量が減少したというものである。確かに、それぞれの地点で見ると、2013 年秋は 2011 年春よりも線量が大幅に減少している。しかし、全地点を通して見ると、福島市や本宮市といった比較的放射線量の高い地域においては、2013 年になっても、2011 年測定時に最も低い値を示していた地域の値よりも高い値を維持している。全 6 回の野外調査における異常率と線量の関係を 1 つのグラフにまとめた(図 7)。このグラフを見てみると、同レベルの線量であっても、調査の時期によって異常率は大きく異なっているのがわかる。2012 年春の調査時で最も低い線量であった高萩市では、地面線量が 130 cpm で成虫異常率が 15.9 %であったのに対して、2013 年以降の調査では 130 cpm 以上の線量を示した地点においても異常率が 15 %を超えた地点は確認されていない。事故直後における半減期の短い I-131 や Te-129m などが放出する多量のベータ線による急性的な被曝の影響力が大きかったと考

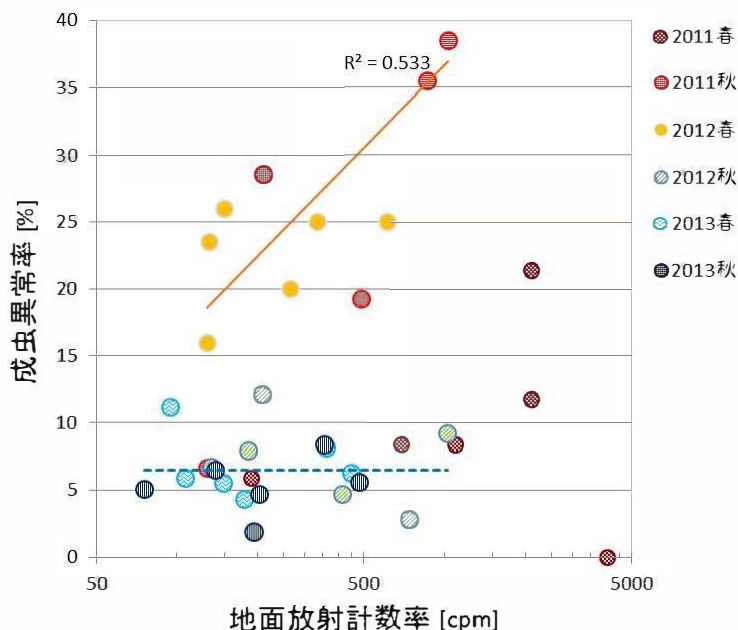


図 7. 2011 - 2013 年における放射線量と異常率の関係
実線は 2011 年秋・2012 年春のグループ、破線はそれ以降のグループの近似直線を示す。

えても、異常率の減少が放射線レベルの低下だけによるものであるとは考えにくい。つまり、異常率の減少は、放射線量の減少以外にも別の大きな要因がありそうだという事になる。

その別の要因として考えられるのが、もう一つの仮説である、ヤマトシジミが放射線に対する抵抗性を進化させたというものである。2011 年夏の F₁ 世代では、広野の総異常率(死亡率も含む)が 90%以上であり、他の多くの地域においても高い傾向が見られた。この高い総異常率は、放射線がヤマトシジミにとって強い選択圧となったことを意味している。つまり、放射

線によって、放射線に強い個体が選抜されていったと推測できる。世代を増すごとに放射線に強い個体の割合が増えていくことで、個体群全体として放射線に対する抵抗性が増していったのだろう。このような自然選択の過程を経ることで、汚染地域のヤマトシジミが放射線耐性を進化させたと考えられる。放射線耐性を獲得したことによって放射線からの影響を弱めることができたため、2013年には異常率が正常値に戻ったと考えられる。これは、前述の線量と異常率の関係を表したグラフからもうかがえる。ここで仮に、汚染の影響が顕在化した2011年秋と2012年春のグループと、放射線耐性を獲得した後だと思われるそれ以降のグループとの2グループに分けて見てみる。それぞれのグループごとに近似直線（線形）を引いてみると、2011年秋と2012年春のグループの方が、それ以降のグループよりも近似直線の傾きが大きい。つまり2011年秋と2012年春においてはそれ以降よりも放射線の影響を強く受けていたと読み取れる。2012年秋以降は放射線耐性を獲得して、放射線の影響が小さくなったということを支持する結果だと言えるだろう。

このような放射線に対する適応進化は他でもすでに報告されている。例えば、チェルノブイリのバッタ類における継世代的な発生応答[15]や鳥類における酸化ストレス（放射線によっても発生される）への適応の可能性[16]がチェルノブイリ原発事故と関連しているとして報告されている。また、自然放射線の放射線量が高い地域において、放射線耐性がショウジョウバエ[17]やその他の生物[18]で観察されている。ヤマトシジミにおいて、汚染地域の個体が実際に放射線に対して抵抗性が高くなっているかや、どういった分子メカニズムによって抵抗性を高めているかなどは、今後明らかにしていかななくてはならない課題である。

10. 遺伝的多様性への影響

汚染地域のヤマトシジミにおいて、自然選択による適応進化が生じていたとすると、集団内の遺伝的多様性もまた影響を受けていた可能性がある。自然選択は、環境に適するか適しないかで次世代に残せる子どもの数に差が生じる状況で起きる。放射能汚染の場合では、放射線の影響を受けやすい個体は死んでしまうか何らかの異常が生じることで子供が残せないあるいは残しにくくなる。その一方で、放射線に対して比較的影響を受けにくい個体は、残せる子供の数も影響を受けにくいので、影響を受けやすい個体に比べて相対的に残せる子供の数が増える。放射線に弱い個体が持っていた遺伝子は、次の世代には受け継がれにくくなるので、そういった個体が多いと、集団の中から失われてしまう遺伝子が多くなる可能性がある。つまり、様々な個体が様々な遺伝子を持っていたことで保たれていた遺伝子の多様性（遺伝的多様性）が、減少してしまう可能性がある。特に、今回のような強い選択圧によって急速に選択が生じた場合は、遺伝的浮動や交配による染色体の乗換えの機会の減少などによって、放射線耐性に関係ない遺伝子でも多様性が減少する可能性が考えられる。集団の遺伝的多様性が減少するということは、集団のもつ潜在的な健全性が低下することにつながる。生物は、新たなストレスに直面したときに、多様性が高ければ集団内にそのストレスに対する抵抗性を持つ個体が存在する可能性が高まり、その結果として絶滅を免れることができる可能性も高まる[19-20]。この遺伝的多様性が減少している状態では、何らかのストレスに直面したときに、うまく対処できず、集団の衰退や絶滅につながる可能性がある。よって、この遺伝的多様性への影響を明らかにしなければ、放射能汚染の生物影響について正しく理解したとは言えない。遺伝的多様性への影響については今後研究における重大な課題だと言え、現在取り組んでいるところである。

11. 現地調査の重要性

本調査で明らかになったのは、事故後数年という極めて短期間に生物影響は変化するという事である。ヤマトシジミの場合では、異常率の増減は約2年間のうちに完了している。もし、この調査が3年目から行われていれば、異常率の上昇は確認されず、ヤマトシジミには何の影響もなかったという結論に至っていただろう。調査対象の生物種の寿命や交配ができるようになるまでに要する時間などによって異なるが、事故数年後からの調査だけでは、事故の生物影響を見誤る恐れがある。放射能汚染の生物影響をより正確に理解するには、迅速かつ継続的な調査が求められるだろう。

また、我々のように実際に野外で何が起きたのかを明らかにすることが目的である場合は、現地で調査をするのが一番である。原発事故の影響と言っても、その影響には様々な要因が含まれている。例えば、放射性物質の変化や人の移動、土地利用の変化、乾燥化、植生・生態系の変化などである。これらの要因が複合的に作用する場合、どのような相互作用が生じるかなど、不明な点が多いため、実際の野外での結果を調べる以外に野外の状況を明らかにすることはできない。さらに、放射性物質の変化だけに限定しても様々な影響が考えられる。放射性物質が増加したという事は、単に放射線量が増加したということとは異なる。福島で放出された放射性物質のほとんどは金属類であり、放射性物質以外にも、燃料棒の材料であった鉄や亜鉛などの非放射性物質の金属も放出されている[21]。さらに、半減期が短い核種は放射線を出すという意味では影響は短期的だが、放射線放出後(崩壊後)は別の物質として残る(一部核種は気体となるものもある)。これらの物質が大量に放出されたという事は、単に放射線量が増加するだけでなく、金属などの物質そのものも増加することを意味している。放射能汚染というと、放射線の影響ばかりに目が行ってしまうが、実際は放射線に加えて物質的な汚染も考えなくてはならない。つまり、実際の野外においてどのような影響が生じているかという事を明らかにするには、放射線の作用を基にしたシミュレーションなどの理論的な予測だけでは十分ではなく、実際に野外の状況を調べたり、野外で汚染された食物を用いた内部被曝実験などを行う必要があるだろう。

12. おわりに

現在においては、ヤマトシジミにおける形態異常率や死亡率は正常値と呼べるまでに回復している。しかし、それは完全に影響がなくなったという事ではない可能性がある。放射線が多い環境においても、耐性を獲得することで何とか対処できているという状態なのかもしれない。また、DNAや遺伝的多様性などの分子レベル、進化レベルの影響というのは今でも残っていたり、影響を受け続けている可能性もある。それらを明らかにしていくために、現在は汚染地域のヤマトシジミのゲノム解析や、AFLP解析といった、分子レベルの研究を中心に研究を進めている。

汚染地域に生息する野生生物は、人間のように避難することもできなければ、汚染されたエサを避けることもできずに、これからも被曝し続けるだろう。そういった長期にわたる原発事故の生物影響をより正確に理解しようとするならば、分子から細胞、個体、個体群、生態系、進化といった様々なレベルからの多角的な研究が求められるだろう。物言わぬ野生生物たちの声を、データとして拾い上げ、将来に活かしていくことは、自然科学に携わる者の使命ではないだろうか。

参考文献

1. Hiyama A, Nohara C, Kinjo S, Taira W, Gima S, Tanahara A, Otaki JM. (2012) The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports* 2:270.
2. Hiyama A, Nohara C, Taira W, Kinjo S, Iwata M, Otaki JM. (2013) The Fukushima nuclear accident and the pale grass blue butterfly: evaluating biological effects of long-term low-dose exposures. *BMC Evolutionary Biology* 13:168.
3. 大瀧丈二. (2013) 原発事故の生物影響をチョウで調査する. *科学* 83:1037-44.
4. Nobara C, Hiyama A, Taira W, Otaki JM. (2014) The biological impacts of ingested radioactive materials on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports* 4: 4946.
5. Taira W, Nobara C, Hiyama A, Otaki JM. (2014) Fukushima's biological impacts: the case of the pale grass blue butterfly. *Journal of Heredity* 105: 710-22.
6. Nobara C, Taira W, Hiyama A, Tanahara A, Takatsuji T, Otaki JM. (2014) Ingestion of radioactively contaminated diets for two generations in the pale grass blue butterfly. *BMC Evolutionary Biology* 14:193.
7. Hiyama A, Taira W, Nohara A, Iwasaki M, Kinjo S, Iwata M, Otaki JM. (2015) Spatiotemporal abnormality dynamics of the pale grass blue butterfly: three years of monitoring (2011-2013) after the Fukushima nuclear accident. *BMC Evolutionary Biology* 15:15.
8. Taira W, Iwasaki M, Otaki JM. (2015) Body size distributions of the pale grass blue butterfly in Japan: Size rules and the status of the Fukushima population. *Scientific Reports* 5: 12351.
9. Shirai Y, Takahashi M. (2005) Effects of transgenic Bt corn pollen on a non-target lycaenid butterfly, *Pseudozizeeria maha*. *Applied Entomology and Zoology* 40:151-159.
10. Wolt JD, Conlan CA, Majima K (2005) An ecological risk assessment of Cry1F maize pollen impact to pale grass blue butterfly. *Environmental Biosafety Research* 4:243-251.
11. Hiyama A, Iwata M, Otaki JM (2010) Rearing the pale grass blue *Zizeeria maha* (Lepidoptera, Lycaenidae): toward the establishment of a lycaenid model system for butterfly physiology and genetics. *Entomological Science* 13:293-302.
12. Otaki J.M., Hiyama A., Iwata M., Kudo T. (2010) Phenotypic plasticity in the range-margin population of the lycaenid butterfly *Zizeeria maha*. *BMC Evolutionary Biology* 10: 252 .
13. Hiyama A., Taira W., Otaki J.M. (2012) Color-pattern evolution in response to environmental stress in butterflies. *Frontiers in Genetics* 3: 15.
14. Iwata M., Hiyama A., Otaki J.M. (2013) System-dependent regulations of colour-pattern development: a mutagenesis study of the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports* 3: 2379.
15. Beasley DE, Bonisoli-Alquati A, Welch SM, Møller AP, Mousseau TA. (2012) Effects of parental radiation exposure on developmental instability in grasshoppers. *Journal of Evolutionary Biology* 25:1149-62.
16. Galván I, Bonisoli-Alquati A, Jenkinson S, Ghanem G, Wakamatsu K, Mousseau TA., Møller AP. (2014) Chronic exposure to low-dose radiation at Chernobyl favors adaptation to oxidative stress in birds. *Functional Ecology* 28:1387-403.
17. Kratz FL. (1975) Radioresistance in natural populations of *Drosophila nebulosa* from a Brazilian area of high background radiation. *Mutation Research* 27:347-55.
18. Møller AP, Mousseau TA. (2013) The effects of natural variation in background radioactivity on humans, animals and other organisms. *Biol Rev.* 88:226-54.
19. Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA. 西田睦 (監訳). (2007) 『保全遺伝学入門』 文一総合出版, 東京. 751pp.
20. Reed DH, Frankham R. (2001) How closely correlated are molecular and quantitative measures of genetic diversity: a meta-analysis. *Evolution* 55: 1095-1103.
21. Abe Y, Iizawa Y, Terada Y, Adachi K, Igrashi Y, Nakai I. (2014) Detection of uranium and chemical state analysis of individual radioactive microparticles emitted from the Fukushima nuclear accident using multiple synchrotron radiation X-ray analyses. *Analytical Chemistry* 86 (17): 8521–8525.

Fieldwork of the Pale Grass Blue Butterfly in Radioactive Polluted Area

Taira W¹, Hiyama A¹, Iwasaki M¹, Sakauchi K¹ and Otaki JM^{1,2}

¹Graduate School of Engineering and Science, University of the Ryukyus,

²Faculty of Science, University of the Ryukyus

Long-term monitoring of the biological impacts of the radioactive pollution caused by the Fukushima nuclear accident is required to understand what has occurred in organisms living in the polluted areas. Here, we investigated dynamics of the abnormality rate (AR) in both field-caught adult populations and laboratory-reared offspring populations of the pale grass blue butterfly, *Zizeeria maha*. We monitored 7 localities around Fukushima every spring and fall over 3 years (2011–2013). The adult ARs of these localities quickly increased and peaked in the fall of 2011, which was not observed in non-contaminated localities. In the offspring generation, the total ARs, included deaths at the immature stage, peaked either in the fall of 2011 or in the spring of 2012. Importantly, the elevated ARs of the field and offspring populations settled back to a normal level by the fall of 2012 and by the spring of 2013, respectively. These results demonstrated an occurrence and an accumulation of adverse physiological and genetic effects in early generations, followed by their decrease and leveling off at a normal level. And these decrements imply the possibility of adaptive evolution for radiation resistance. Now, to examine this possibility, we are trying some experiments, including genetic diversity and genomic analyses. Precise understanding of the biological effects of radioactive pollution requires diverse studies at various levels such molecular, individual, population, ecosystem and evolution levels.

E-mail of Taira W: wataira@gmail.com

ヤマトシジミの被曝実験

阪内香¹、野原千代¹、檜山充樹¹、平良渉¹、岩崎茉世¹、大瀧丈二^{1,2}

¹琉球大学大学院理工学研究科、²琉球大学理学部

1. はじめに

人々の足下で揺らめく小さなチョウ、ヤマトシジミを暫く研究対象としてきた大瀧研究室は、東京電力福島第一原子力発電所（以下、福島原発）事故直後の2011年5月、福島地方における野外調査を開始した。事態が収束傾向を見せる2013年までの3年間の結果はHiyama, A. *et al.* (2015) [1]にまとめられている。そして、この時の野外採集個体を親世代とした子供・孫世代を継代飼育すると、翅サイズの矮小化・付属肢の未発達・複眼の陥没といった形態異常が検出された[2]。これらの異常が福島原発事故由来の放射性物質に起因するものであるかどうかを判断するために、外部被曝・内部被曝環境を実験室内に用意し、沖縄のヤマトシジミを用いて再現実験を行った[2]。これらを外部被曝実験①・内部被曝実験①として、公表されているだけで計1回の外部被曝実験と3回の内部被曝実験が試みられており、ここでは時系列で紹介する。被曝地では何が起きているのか？未だ分厚い雲のかかる世界を想像する手がかりを提供できればと願う。

2. ヤマトシジミ

本実験で用いられるヤマトシジミ *Zizeria maha* (Kollar, 1844) (鱗翅目シジミチョウ科) は、体長が成虫で約1.5 cmと小さく、琉球列島を含め、北海道を除く日本全土に分布している。また、人間の暮らしと隣接する環境に生息し、都市や農村を問わず至る所で一般的に観察される。全国に生育する丈の低いカタバミ科カタバミ属のカタバミ *Oxalis corniculata* [3] を宿主植物とする単食性であり（幼虫期）、1世代に1ヶ月を要する。トカラ列島を境に以北の本土亜種 *argia* (Ménétrières, 1857) と、以南の南西諸島亜種 *okinawana* (Matsumura, 1929) に区別されるが、既知の違いとしては、翅模様と翅サイズに留まる[4]。図1にカタバミの葉にとまるヤマトシジミ（南西諸島亜種）を紹介する。冬期は幼虫の段階で越冬するため、3月の原発事故当時は幼虫であった。放射性物質が蓄積した地表面より外部被曝を、放射性物質が付着もしくは吸収されたカタバミを食べることにより内部被曝を受けやすい生活史から、事故由来の放射性降下物質への暴露は非常に大きいと予想される。さらに、飼育方法も確立されており[5]、継代飼育も可能である。よって、環境変化の生物学的影響をモニターするための指標生物として、加えて実験生物として適切である。最後に、ヤマトシジミは、絶滅危惧種でも保護種でもなく、日本においては特別な許可無く採集可能な種であることを断っておく。



図1. カタバミの葉にとまる
ヤマトシジミ（南西諸島亜種）

3. 外部被曝実験① : Hiyama, A. *et al.* (2012) [2]

福島地方での野外調査及び、それらを親世代とした継代飼育実験によって得られた形態異常を再現するために、人工的な外部照射実験を試みた。まず、原発事故の影響の最も小さいと思われる沖縄でヤマトシジミを採集・採卵させた。次に、原発から放出された主要な核種のひとつである Cs-137 放射線源を用意した。そして、積算で最大 55 mSv (280 h・196 μ Sv/h) あるいは 125 mSv (387 h・323 μ Sv/h) になるように、2 回にわたり幼虫 (Larva) から蛹期 (Pupa) にかけて外部被曝させ、沖縄のカタバミを与えて飼育した。線量測定には、Hitachi Aloka Mydose mini PDM102 を用い、ガンマ線のための数値となる。

図 2 に生存率を示す。照射レベルに依存して生存率は低下し、55 mSv と 125 mSv 照射個体群の生存曲線は有意に異なっていた。また、外部被曝がしばしば前蛹段階 (Pre-pupa) での死を引き起こし、被曝量が増えると前羽化 (Pre-eclosion) あるいは羽化段階 (Eclosion) に重篤な影響を及ぼすことが示唆された。形態異常は 2 つの被曝レベルにおいて観察されたが、図 3 に 125 mSv 照射個体群から一部を抜粋する。矢印で着目部位を、差し込み図内に拡大を示す。左上は触覚のゆがみ、下は複眼の陥没、右は翅模様の異常である。その他、55 mSv 照射個体群において、非照射のコントロールと比較した前翅サイズの矮小化が雌雄で検出された。

Cs-137 放射線源は、数ミリのガラスケースに納められているため、ベータ線は遮蔽されており、ガンマ線が主であると考えられる。このことは、外部被曝による影響を評価する際に、例えヤマトシジミのような小さな生き物であっても、ガンマ線が無視できないことを教えてくれている。

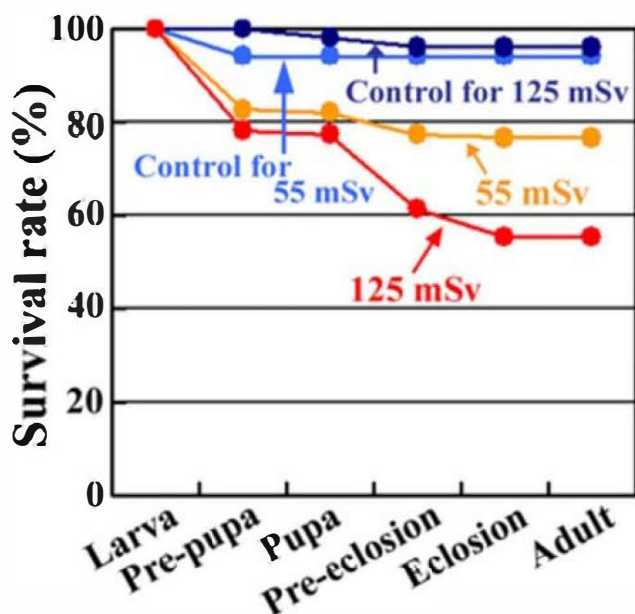


図 2. 外部被曝実験①の生存率

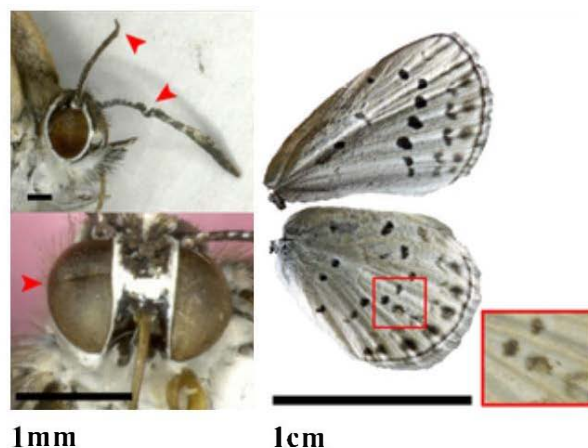


図 3. 外部被曝①により観察された形態異常

4. 内部被曝実験① : Hiyama, A. *et al.* (2012) [2]

外部被曝実験①に続き、野外調査及び継代飼育実験による結果を再現することを目的として、内部被曝実験を試みた。表 1 の通り、福島県内数箇所からカタバミを採集し、沖縄由来の幼虫に与えた。カタバミは空気乾燥後、灰化するまで炙り、ゲルマニウム半導体放射線検知器 Canberra GCW-4023 を用いて放射性 Cs 量を測定した。カタバミの Cs-134 と Cs-137 放射エネルギーは、高い順に、飯館村山間部・飯館村平野部・福島市・広野町で、コントロールには山口県宇部市を選んだ。

図4に生存率を示す。摂取放射エネルギーに依存して生存率は低下し、コントロールと著しい違いを見せた。また、幼虫から蛹への脱皮や、蛹から成虫への羽化の最中に死亡するケースが目立ったことから、内部被曝の場合、細胞へのダメージとは別のメカニズムが死亡を誘発している可能性がある。形態異常は各個体群で観察されたが、図5に福島市のカタバミを摂取した個体群から一部を抜粋し、矢印で着目部位を示す。左上から時計回りに、パルピの歪曲、翅の屈折、翅模様の異常、羽化失敗である。その他、外部被曝実験①と同じように、コントロールと比較した前翅サイズの矮小化が雌雄で検出された。

以上、外部被曝実験①・内部被曝実験①によって、野外調査及び継代飼育実験と類似する結果が得られたことは、福島地方の個体群に見られる形態異常が、原発事故由来の放射性物質に起因することを示唆している。

カタバミ採集地	採集時期	Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	合算 (Bq/kg)
飯舘村山間部	2011 年 7・8 月	20,200	23,300	43,500
飯舘村平野部	2011 年 7・8 月	4,700	5,470	10,170
福島市	2011 年 7・8 月	3,650	4,210	7,860
広野町	2011 年 7・8 月	673	779	1,452
宇部市 (コントロール)	2011 年 7 月	0.45	0.54	0.99

表 1. 内部被曝実験①に用いたカタバミの Cs 濃度

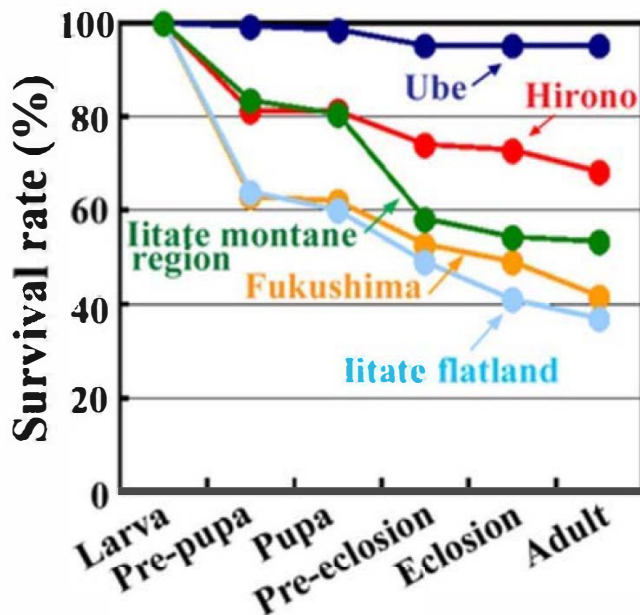


図 4. 内部被曝実験①の生存率

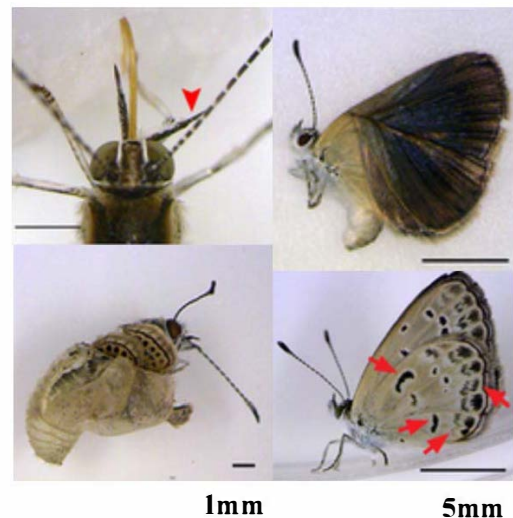


図 5. 内部被曝①により観察された形態異常

5. 内部被曝実験② : Nohara, C. *et al.* (2014) [6]

内部被曝実験①によって、内部被曝量に依存して死亡率・異常率が上昇し、形態異常・前翅の矮小化が出現することが分かった。では、個体あたりどれほどの放射性 Cs を摂取すると死亡や異常といった障害が生じるのだろうか？この問いに答えるべく内部被曝②では、内部被曝実験①のデータから、半数致死量と半数異常量を算出することを目的とした。最初に、沖縄由来の幼虫に沖縄のカタバミを

与え、幼虫期に食べた量を毎日計測することで、個体あたりの総カタバミ摂取量 (g) を計算した。蛹期以降に食草としてカタバミを利用することはないため、この値は生涯にわたる通算摂取量となる。続いて、福島県内のカタバミの Cs 濃度 [表 1] と、生存率 [図 4]・異常率のデータから、個体あたりの生涯の Cs-134+Cs-137 摂取量 (Bq) を計算した。

図 6 に、死亡率を示す。摂取量が少ない時に死亡率は急激に上昇し、約 3 Bq に達するとその後は緩やかに下降した。異常率についても類似の結果が得られたことから、下記の 2 点が明らかとなった。Cs への反応は非直線的であること。そして、僅かな線量であっても悪影響をもたらすこと、言い換えれば、これ以下なら影響が出ないというような閾値が見られないこと、である。個体あたりで計算すると、半数致死量が 1.9 Bq、半数異常量が 0.76 Bq となる。つまり、生涯の摂取 Cs 量が 1.9 Bq で半数が死に至り、0.76 Bq で半数が異常をきたす、ということである。

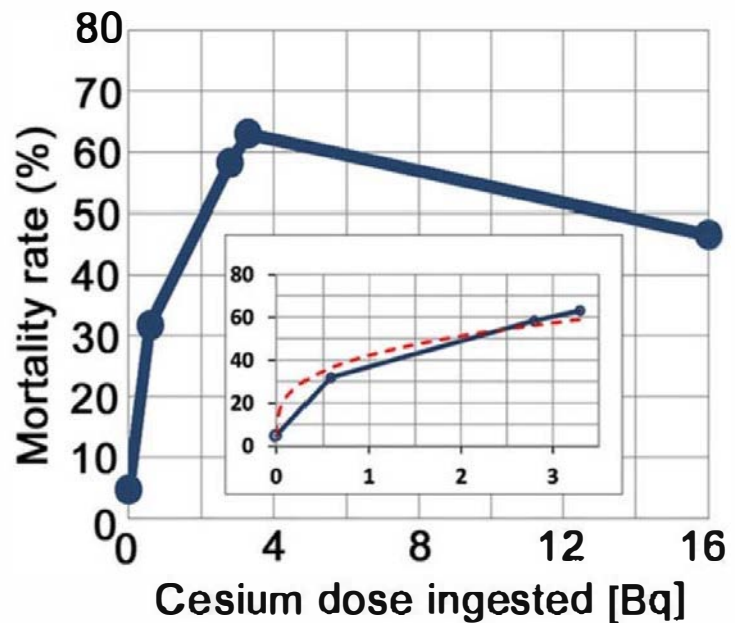


図 6. 内部被曝実験②の死亡率と摂取 Cs 量

低線量被曝への生物学的反応の正確な

理解には、まだまだ精密な実験の積み重ねを要する。しかしながら、ヤマトシジミの少なくとも十数 Bq までの内部被曝においては、被害の閾値が無いことを発見できたことは貴重な成果と言える。

6. 内部被曝実験③ : Nohara, C. *et al.* (2014) [7]

内部被曝実験②では、生涯に 3 Bq の Cs を摂取すると、約 60% が死亡するという結果を導いたが [図 6]、この時に使用したカタバミで最も放射エネルギーが低かったものは、広野町由来の 1,452 Bq/kg であった [表 1]。すると、さらに低い放射能の場合にはどうなのだろうか？その影響には遺伝性があるのだろうか？という疑問が浮上してくる。そこで、内部被曝実験③に発展する。より低い Cs 濃度のカタバミを用意するために、表 2 の通り、採集箇所を全国 6 箇所に拡大した。Cs-134 と Cs-137 を含み、放射エネルギーの高い順に、福島県本宮市・福島県郡山市・千葉県柏市・東京都武蔵野市・静岡県熱海市・沖縄県西原町となった。放射能測定方法・沖縄由来の幼虫を用いた飼育方法については、共に被曝実験①と同様である。また、継代的な影響を探るために、これらを F1 世代として採卵させ、続く F2 世代を得た。F2 には、放射エネルギーの高い順に、本宮市・郡山市・西原町の 3 箇所のカタバミを与えた。各地の Cs 濃度は F1 [表 2] とほぼ同等であったため割愛する。

初めに、図 7 に F1 の死亡率を示す。摂取放射エネルギーに依存して死亡率は増加傾向を見せたものの、本宮市由来のカタバミの Cs 量が最も高かったにもかかわらず、死亡率は郡山市を下回った。異常率も同一の結果となったが、郡山市の突出した数値の要因については不明である。しかし、100 Bq/kg 前後の摂取がヤマトシジミという生物種において、半数を死亡や異常に至らせるリスクを含んでいることは否定できない。ちなみに、100 Bq/kg は国が定める食品安全基準値でもある。形態異常は、脚や翅の奇形・複眼の陥没等が各個体群で観察された。その他、摂取 Cs 量の比較的高いグループでは、

前翅サイズの矮小化が雌雄において見られ、うち雌では摂取Cs量と有意な相関が認められた。

次に、F2の死亡率はF1と同じく摂取放射能に依存して増加したが、特筆すべきは、図8の通り、生存率はF2世代自身がどこのカタバミで育つかに大きく左右されるということである。例えば、F1が本宮由来のカタバミを食べると生存率は図7より68.8%である。続くF2で本宮由来のカタバミを食べ続けた場合、生存率は0.8%に減少するが、沖縄由来のカタバミに変更すると77.2%まで回復するのである。また、F1同様、形態異常や前翅サイズの矮小化が見られたが、後者はF1からの累積摂取Cs量と相関があり、雌でより顕著であった[図9]。

表1と表2を比較すると、内部被曝実験③ではかなり低線量域に注目したことは一目瞭然である。100 Bq/kg 前後でも深刻な障害があり得ることは意表とも言えるが、死亡率や異常率は内部被曝量と比例関係にあるという結果は、先の内部被曝実験①とも矛盾しない。継代的影響は、翅の矮小化という形では残るが、カタバミを変えることで小さくなる。故に、低線量による内部被曝の影響の少なくとも一部は、非遺伝性のものであると考えられる。

カタバミ採集地	採集時期	Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	合算 (Bq/kg)
本宮市	2012年10・11月	62.41	98.19	160.60
郡山市	2012年10・11月	45.34	71.87	117.21
柏市	2012年7・8・*10月	19.17	28.40	47.57
武蔵野市	2012年7・8・*10月	2.56	3.82	6.38
熱海市	2012年7・8月	1.05	1.48	2.53
西原町	2012年7・10月	0.06	0.12	0.18

表2. 内部被曝実験③ (F1) に用いたカタバミのCs濃度

*Cs濃度測定のためのみに採集。

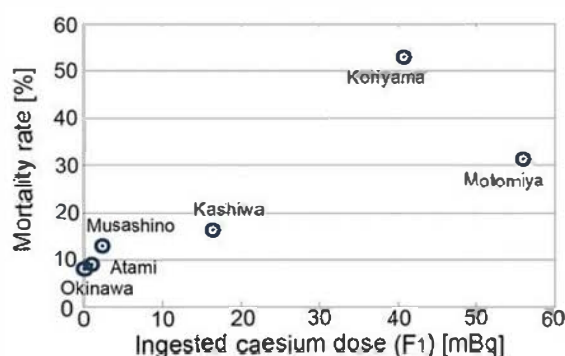


図7. 内部被曝実験③のF1の死亡率と摂取Cs量

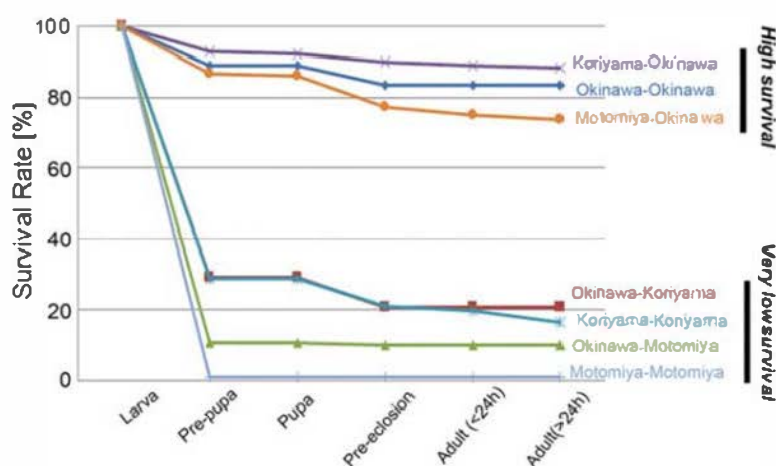


図8. 内部被曝実験③のF2の生存率
“Koriyama-Okinawa”は、F1が郡山でF2が沖縄のカタバミで飼育されたことを示す。他も同様。

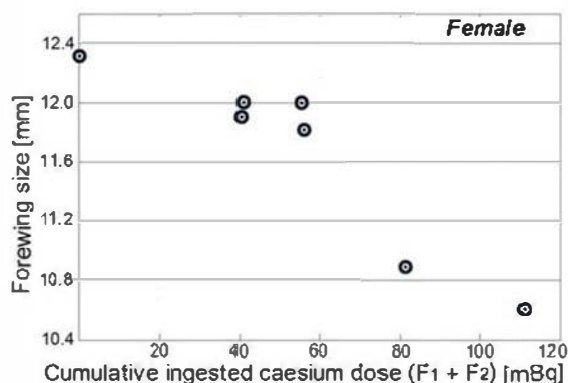


図9. 内部被曝実験③のF1・F2(雌)の前翅サイズと摂取Cs量

最後に、最新の論文から、内部被曝実験①と③をまとめた異常率と摂取Cs量の関係を図10に示す[8]。内部被曝実験③での郡山市の値を除いた場合に、最もよくワイブルモデルに適合した。ここでの異常率は、幼虫から蛹期における死亡と成虫の異常を合わせた全体異常率である。また、カタバミのCs濃度は表1と表2の通りで、最高が飯舘村山間部の43,500Bq/kg、最低が沖縄県西原町の0.18 Bq/kgとなる。異常率は、緩やかなシグモイド曲線を描き、摂取Cs濃度が約10 mBqで急激に上昇し、約10 Bqで安定し始める。この曲線は何を物語っているのだろうか？Selye (1946) [9] は、ストレスへの反応として、警告反応期・抵抗期・疲れ期の3段階を提唱している。さらに警告反応期は、抵抗力が低下するショック相と、そこから挽回しようと抵抗力が高まる反ショック相の2つに分かれるという。内部被曝においても、放射線が物理的刺激となってストレス状態が生じ、このような反応段階が進行しているのだろうか？憶測は尽きない。しかし、低線量内部被曝の影響を図10のようなイメージで捉えられたことは、今後の議論の場を大いに賑わせてくれるだろう。

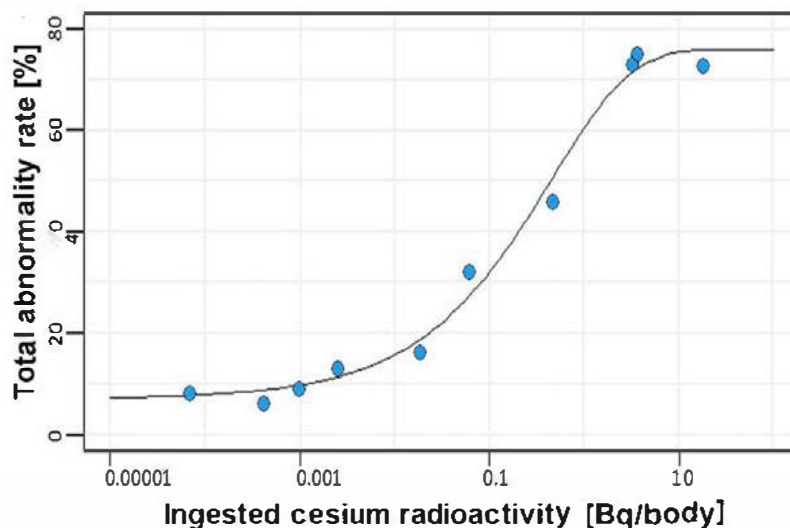


図10. 内部被曝実験①と③の全体異常率と摂取Cs量

8. おわりに

本稿では、これまで大瀧研究室から発表された被曝実験を時系列でまとめてみたが、ヤマトシジミの低線量被曝の影響は、繊細な上に、遺伝的系統差や個体差も想像以上に大きく、検出すること自体の難しさを改めて実感している。その生物学的影響について科学的根拠を持って検証するには、さらに多くの実験や議論を待たなければならない。一方で、人間を含めあらゆる生物にとって、慢性的な低線量被曝が生活環境となってしまうている。答えを急ぐ世間の期待に反して、おそらく当分の間は、低線量被曝の評価はグレーゾーンであり続けるだろう。言い換えれば、私達は、生死に関わるかも知れない問題に対して、白黒ははっきりしない不安を持って生きる宿命を背負っている。原発事故から4年半が経過し、私達は「事故直後」に別れを告げ、次の局面へと歩みを進めている。今後は、誰であろうと、どう暮らしていようと、このグレーゾーンと向き合う覚悟と姿勢が問われていくことだろう。

文献

- 1*. Hiyama, A., Taira, W., Nohara, C., Iwasaki, M., Kinjo, S., Iwata, M., Otaki, JM.
Spatiotemporal abnormality dynamics of the pale grass blue butterfly: three years of monitoring (2011–2013) after the Fukushima nuclear accident.
BMC Evolutionary Biology. 15, 15 (2015). <http://www.biomedcentral.com/1471-2148/15/15/abstract>
 - 2*. Hiyama, A., Nohara, C., Kinjo, S., Taira, W., Gima, S., Tanahara, A., Otaki, JM.
The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on pale grass blue butterfly.
Scientific Reports. 2, 270 (2012). <http://www.nature.com/articles/srep00570>
 3. *Encyclopedia of Life*. Retrieved from <http://www.eol.org/pages/582447/overview>
(Last accessed 30 October 2015).
 4. 白水隆, 日本産蝶類標準図鑑, 株式会社学習研究社, 東京, 336pp (2006).
 5. Hiyama, A., Iwata, M., Otaki, JM. Rearing the pale grass blue *Zizeeria maha* (Lepidoptera, Lycaenidae):
Toward the establishment of a lycaenid model system for butterfly physiology and genetics. *Entomological Science*. 13, 293-302 (2010). <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1479-8298.2010.00387.x/abstract>
 - 6*. Nohara, C., Hiyama, A., Taira, W., Tanahara, A., Otaki, JM. The biological impacts of ingested radioactive materials on the pale grass blue butterfly.
Scientific Reports. 4, 4946 (2014). <http://www.nature.com/articles/srep04946>
 - 7*. Nohara, C. Taira, W., Hiyama, A., Tanahara, A., Takatsuji, T., Otaki, JM.
Ingestion of radioactively contaminated diets for two generations in the pale grass blue butterfly.
BMC Evolutionary Biology. 14, 193 (2014). <http://www.biomedcentral.com/1471-2148/14/193>
 8. Ingestional and transgenerational effects of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly.
Journal of Radiation Research. in press.
 9. Selye, H. The general adaptation syndrome and the disease of adaptation.
Journal of Clinical Endocrinology. 6, 117-230 (1946).
- *下記大瀧研究室のホームページより日本語訳が閲覧可能。
<http://w3.u-ryukyu.ac.jp/bcphunit/fukushimaproj.html>

External and internal exposure experiments on the pale grass blue butterfly

Ko Sakauchi¹, Chiyo Nohara¹, Atsuki Hiyama¹, Wataru Taira¹, Mayo Iwasaki¹, Joji M Otaki^{1,2}

¹Graduate School of Engineering and Science, University of the Ryukyus,

²Faculty of Science, University of the Ryukyus

We had conducted the field monitoring of the pale grass blue butterfly, *Zizeeria maha*, around Fukushima areas for 3 years, from Spring 2011 to Fall 2013. The monitoring survey started 2 months after the nuclear accident. In addition, based on the established rearing method, we obtained offspring generations from field-caught adults and observed inheritable effects. In response to these results, we reproduced the detected abnormal phenotypes in our laboratory by the external and internal exposure experiments. Consequently, we conclude that morphological abnormalities of butterflies were caused by the artificial radionuclides released from the nuclear power plant. Subsequently, we performed two additional internal exposure experiments feeding radioactively contaminated diet. There seemed to be no threshold level below which no biological response could appear, suggesting that there is a detectable risk of low dose Cs ingestion. Moreover, the effect of internal exposure is likely to be non-genetic and physiological. Thus, the effect is to be overcome by consuming non-contaminated diet.

E-mail of Sakauchi K: kojikakoujika@yahoo.co.jp

福島第一原発 14 km地点の牧場における放射性セシウムの 糞食性昆虫への移行および蓄積

岩佐光啓、壁谷英幸、中谷郁也
帯広畜産大学畜産生命科学研究部門
昆虫学研究室

はじめに

2011年3月11日に発生した東日本大震災によって起きた福島第一原子力発電所の事故により福島県を中心に大量の放射性物質が環境中に放出された。とくに放出量の大部分を占めるセシウムによる野生生物への汚染に関しては、イノシシ(小寺・竹田, 2013)、ニホンジカ(堀野, 2013)、ミミズ(Hasegawa *et al.* 2013)の体内や筋肉中への蓄積についての報告がある。また、節足動物では、セシウムによるとみられるシジミチョウ(Hiyama *et al.* 2012; Nohara *et al.*, 2014)やアブラムシ(Akimoto, 2014)の奇形発現、また河川の水生昆虫(Yoshimura and Akama, 2013)、イナゴ(三橋ら, 2013)、クモ類(Ayabe *et al.* 2014)の汚染に関して報告されてきた。

畜産領域における研究では、家畜の血液、内臓、筋肉のセシウム汚染に関する報告がある(荻野ら, 2012; Yamada *et al.*, 2012; Yamaguchi *et al.*, 2012; Fukuda *et al.*, 2013; Okada *et al.*, 2013; 荻野ら, 2012)。

しかし、畜産現場の周辺環境における放射能汚染の実態や家畜の排せつ物を利用する昆虫類への移行や蓄積についてはまだ知られていない。そこで本研究では、福島第一原子力発電所 14 km地点の牧場と周辺環境におけるセシウムの動態と糞食性昆虫への移行・蓄積および影響について明らかにすることを目的とした。

材料と方法

1. 調査地と調査期間

調査は、福島第一原発から 14km 地点の場所に位置する浪江町の「希望の牧場・ふくしま」で、2013年3月～9月の期間に以下の日程において、各月ごとに3日間、計12日間行った。2013年6月22日-24日; 7月27日-29日; 8月17-19日; 9月13日-15日。

2. 土壌、牧草、餌および牛糞の採取

対象昆虫周辺の環境において、空間線量率、牧草地、サイレージ、土壌、牛糞の放射線量を計測するために以下の要領でサンプルを採取した。

土壌は、牧草地内において空間線量を計測した場所近辺で3ヵ所から表面5cmあたりの物を500mlになるように採取した。

牧草は、ノシパとシロクローパーを1対1で混合したサンプルを毎月採取した。ノシパとシロクローパーによる線量率の違いを調査するため、7月よりシロクローパー500ml、ノシパ500mlを別々に採取した。土壌や別の物質が入り込まないように、群生しているところから根は取らず茎までを採取した。

餌として牛に与えられているサイレージは、蔵王市、二本松、茨城県から放射性セシウムが蓄積されている疑いがあるために放棄されたサイレージで、それぞれ1サンプルが500ml以上になるように、毎月3サンプルずつ採取した(9月のみ4サンプル)採取した。

牛糞は、排泄後1-2日経過したハエや他の昆虫が発生していない牛糞を採取した。これらのサンプ

ルはすべてポリ袋に入れ持ち帰った。

3. 牛糞を利用する糞食性昆虫の採集と線量計測のための試料作成

糞食性昆虫のマグソコガネ、カドマルエンマコガネ、ノイエバエを対象に見つけ採り法により採集した。マグソコガネとカドマルエンマコガネは、牛糞内から採集し、ノイエバエは、捕虫網を使って牛に寄生している個体を採集した。対照昆虫として、マグソコガネを帯広畜産大学フィールド科学センターにて6月～11月の間に見つけ取り法により採集した。採集した昆虫は、小型粉碎機で粉碎した後、90 mlにして線量計測の試料とした。

4. 放射性セシウム濃度がキタミドリイエバエ幼虫の発育に及ぼす影響

調査地で採取した汚染牛糞は、供試する前にサンプルごとに放射性セシウム濃度を計測し、飼育に利用した。供試したキタミドリイエバエの卵は、北海道帯広市の八千代牧場で、放射性物質による汚染のないホルスタイン牛から排泄された1-2日目の牛糞から採集した。採集した卵は、プラカップ(8×4 cm)内の調査地(浪江)と対照区(帯広)の牛糞を60g入れ、牛糞上に卵30個ずつ接種した。その後インキュベーター内(25℃ 16L8D)で飼育し、羽化率を調べた。

5. 空間線量および採集サンプルの放射性セシウムの測定

空間線量は、6月～9月の間、環境放射線モニタ(HORIBA PA-1000 Radi)によって、牧草地内の3か所で1回1分間の測定を5回行った。

牧草、サイレージおよび牛糞は、NaIシンチレーションカウンタ(Becquerel-Monitor LB 200, BERTHOLD)によって測定した。土壌は、NaIシンチレーションカウンタ(EMF211型γ線スペクトロメータ, EMF ジャパン)を用いて測定した。昆虫(マグソコガネ、カドマルエンマコガネ、ノイエバエおよびキタミドリイエバエ)は、ゲルマニウム半導体検出器(GEM 20-70, Ortec)を用いて測定した。

結 果

1. 周辺環境および各サンプルの放射性セシウム濃度

調査地の空間線量は、 $5.52 \mu\text{Sv/h} \pm 0.44$ であった。牧草地の土壌と牧草のセシウム濃度はそれぞれ、 $29,012.57 \text{ Bq kg}^{-1}$ (18,387～51,863)、 $11,757 \text{ Bq kg}^{-1}$ (5,882～27,096)と高い値を示した。牧草のセシウム濃度は、7月から9月にかけて、ノシパとシロクロパーで測定を分けた結果、ノシパで $5,237 \text{ Bq kg}^{-1}$ 、シロクロパーで $22,309 \text{ Bq kg}^{-1}$ であった。サイレージのセシウム濃度は、13サンプル中、10サンプルが検出限界以下となったため、値が出た3サンプルの平均は $2,665 \text{ Bq kg}^{-1}$ (1,459～3,966)となった。牛糞のセシウム濃度は、20サンプルの平均で $2,348 \text{ Bq kg}^{-1}$ (範囲 600～5,382 Bq kg^{-1})であった。

2. 採集された糞食性昆虫の種類と個体数

採集した糞食性昆虫のマグソコガネとカドマルエンマコガネは、それぞれ6,900個体と1,018個体であった。ノイエバエの採集個体数は、合計1,559個体だった。キタミドリイエバエの採集個体数は、3,807個体で、その内訳は帯広の牛糞で飼育した個体は1,664個体、調査地(浪江)の牛糞で飼育した個体は2,143個体だった。

3. 牛糞を利用する糞食性コガネムシ類2種とノイエバエにおける放射性セシウムの濃度

マグソコガネとカドマルエンマコガネのセシウム濃度は、それぞれ $1,700 \text{ Bq/kg}$ (^{134}Cs : 500 Bq kg^{-1} 、

^{137}Cs : 1,200 Bq kg⁻¹、2,410 Bq kg⁻¹ (^{134}Cs : 710 Bq kg⁻¹、 ^{137}Cs : 1,700 Bq kg⁻¹)であった。一方、帯広で採集したマグソコガネは ^{134}Cs 、 ^{137}Cs とともに検出限界以下であった。

調査地（浪江）で採集したノイエバエのセシウム濃度は 3,520 Bq kg⁻¹ (^{134}Cs : 920 Bq kg⁻¹、 ^{137}Cs : 2,600 Bq kg⁻¹)と高い値となった。

4. 放射性セシウムのキタミドリイエバエ幼虫の発育への影響

さまざまな濃度（平均 2,348 Bq kg⁻¹；範囲 600～5,382 Bq kg⁻¹）の牛糞 20 サンプルでキタミドリイエバエ幼虫を飼育した際の羽化率は、50%～89%の範囲となり、平均で 68.7%であった。しかし、牛糞のセシウム濃度の違いと羽化率の間に有意な関係はみられなかった($r^2=0.0024$)。

5. キタミドリイエバエ幼虫の汚染糞摂食による成虫への移行・蓄積

調査地の汚染牛糞で帯広産キタミドリイエバエ幼虫を飼育し、羽化させた成虫のセシウム濃度は 219 Bq kg⁻¹ (^{134}Cs : 69 Bq kg⁻¹、 ^{137}Cs : 150 Bq kg⁻¹)であった。

考 察

土壌から作物への放射性セシウムは経根吸収となり作物種、土壌種、粘土鉱物等の様々な要因で蓄積が異なることが知られている(塚田, 2011)。調査地で採取された牧草の線量濃度は、11,757 Bq kg⁻¹（以下、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値）となり、ノシパとシロクローバーで分けると、それぞれ 5,237 Bq kg⁻¹、22,309 Bq kg⁻¹ と大きな差が生じたのは、科の異なる牧草 2 種の間において根から放射性セシウムを吸収する量、葉へセシウムが付着する量が異なることによるものと考えられる。サイレージが 10 サンプルにおいて、セシウムが 0 Bq kg⁻¹であったことは、8 月以降のサンプルは、浪江産ではなく、県内の二本松、宮城県、茨城県から取り寄せた低濃度の放射性セシウムの影響で廃棄されたサイレージであるためと思われる。

内田ら (2012)は、汚染飼料を摂取した肉用牛の血液や筋肉中にセシウムが蓄積されていることを報告した。牧草のセシウム濃度の平均値 (11,757 Bq kg⁻¹)が著しく高く、牛糞の平均値(2,348 Bq kg⁻¹)が牧草の平均値に比べて低かったことから、本調査地の牛の体内にも放射性セシウムが蓄積されていることがうかがえる。

チェルノブイリ事故後の調査において、土壌に降下した放射性セシウムは、表面流去水と共に運搬され地表付近に蓄積されると報告されている(山口ら, 2012)。また、Hashimoto(2011)によると、土壌の放射性核種の濃度蓄積が同じ地域でもばらつくという。今回の調査で、土壌のセシウム濃度が 18,387 Bq kg⁻¹ ～51,863 Bq kg⁻¹ まで大きく差が見られたのは、放射性物質は採取場所における様々な条件の違いによって、濃淡ある状態で蓄積されることによると考えられる。

これまで、福島第一原発事故によって放出された放射性物質の節足動物への影響や蓄積に関しては、チョウ (Hiyama et al., 2012; Nohara et al., 2014) , イナゴ (三橋ら, 2013)、水生昆虫 (Yoshimura and Akama, 2013) , アブラムシ (Akimoto, 2014) , クモ類 (Ayabe et al., 2014) などにおいて報告されてきた。しかし、放射性物質の糞食性昆虫への影響や蓄積に関する報告は、チェルノブイリ原発事故を含めてもほとんどない。上記の論文の中で、空間線量が比較的低い地域で採集されたイナゴと水生昆虫のセシウム濃度は低い値を示したが、クモ類では、空間線量 $4.41 \pm 0.5 \mu\text{Sv h}^{-1}$ の地点においては、6,356 Bq kg⁻¹ (^{134}Cs 2,401 Bq/kg⁻¹、 ^{137}Cs 3,955 Bq/kg⁻¹) という比較的高い値を示した (Ayabe et al., 2014)。本調査地の空間線量 $5.52 \pm 0.44 \mu\text{Sv h}^{-1}$ での糞食性コガネムシ類のセシウム濃度 (マグソコガネ 1,700 Bq kg⁻¹；カドマルエンマコガネ 2,410 Bq kg⁻¹) は、これに比べると低い値だったが、これは食性の違いが関係しているかもしれない。Rudge et al. (1993) は、野外調査におけるミミズの放射性セシウ

ムの移行係数（ミミズの濃度/餌の濃度）を 0.28–0.92 と報告した。本調査地における牛糞の平均濃度 $2,348 \text{ Bq kg}^{-1}$ (範囲 $600\text{--}5,382 \text{ Bq kg}^{-1}$) をもとに、マグソコガネとカドマルエンマコガネの移行係数を求めると、それぞれ 0.72 と 1.02 となり、セシウムがかなりの比率で糞虫類の体内に移行する可能性が示唆された。また、この 2 種の糞食性コガネムシ生活様式の違いとして、カドマルエンマコガネは、新鮮な糞を好み、糞内の滞在時間は短く、糞下の土壌に潜り込む習性をもつ (Yasuda, 1987)。一方、マグソコガネは糞の上層や内部に生息し、糞中に留まる習性がある (Miyauchi and Yokoyama, 1983)。今回計測したカドマルエンマコガネの体長は、マグソコガネより大きいことから、両種の間のセシウム蓄積量の違いは、体サイズの違いによるものとみられるが、同じ糞食性でも汚染された糞や土壌の利用様式の違いなども関係している可能性も考慮する必要があるかもしれない。

これまでに実施されているガンマ線照射実験では、昆虫の生存、発育へ影響を与える放射線量は、数十から数百 Gy の極めて高い線量であることが知られている (Cole et al. 1959; Elbady, 1965; Tilton et al., 1966)。また、Møller (2002) によると、チェルノブイリの事故により、空間線量が $300\text{--}500 \mu\text{R/h}$ の地域でクワガタムシの奇形が発現したという。しかし、本調査地の汚染牛糞で育てたキタミドリイエバエの羽化率と牛糞のセシウム濃度との明確な関係が見られなかったことから、放射性セシウムのキタミドリイエバエへの影響は、本調査地における牛糞のセシウム濃度のレベル ($6,000 \text{ Bq kg}^{-1}$ 未満) では影響は見られない可能性が示唆された。しかし、今後は星代飼育を行うことで繁殖への影響に関する調査が必要と思われる。

調査地の汚染牛糞で帯広産キタミドリイエバエ幼虫を飼育し、羽化した成虫からセシウムが 219 Bq kg^{-1} 検出されたことから、本種が幼虫時に汚染牛糞摂取によって取り込んだセシウムは、変態の過程で成虫体内に移行・蓄積されることが示された。今回室内飼育されたキタミドリイエバエ成虫は、羽化後、餌資源を与えられていないため、幼虫時期の蓄積量のみであるのに対し、野外のノイエバエの成虫は、牛の汗や傷口や、産卵のため新鮮な糞に集まる習性があるため (Shinonaga, 2003; 長谷川, 1976; 長谷川ら, 1978)、それらを舐めているとみられる。これまで、本研究と同様に家畜の糞尿から放射性物質が検出されている (荻野ら, 2012; Yamaguchi et al., 2012)。以上のことから、このキタミドリイエバエ成虫とノイエバエ成虫のセシウム濃度に大きな差がみられたのは、調査地の野生個体群であるノイエバエは、幼虫時の牛糞摂食による内部被曝による汚染に加えて、羽化後の牛の排泄物などに含まれる放射性物質の摂取と体表への付着によって汚染濃度が高まっているためと思われる。

今後、畜産環境に関わる多くの種において、セシウム汚染の実態を調べると共に各発育段階やそれらの捕食者についても詳細に調査していく必要がある。

謝 辞

本研究を行うにあたり、御協力をいただいた非営利一般社団法人「希望の牧場・ふくしま代表理事 吉沢 正巳様をはじめ関係者の方々に御礼申し上げます。

引用文献

- Akimoto, S. (2014) Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout? *Ecology and Evolution* 3: 1-14.
- Ayabe, Y., Kanasashi, T., Hijii, N., Takenaka, C. (2014) Radiocesium contamination of the web spider *Nephila clavata* (Nephilidae: Arachnida) 1.5 years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 127: 105-110.
- Cole, M. M., LaBrecque, G. C. and Burden, G. S.. (1959) Effects of gamma radiation on some insects affecting man. *Journal of Economic Entomology* 52: 448-450.

- Elbadry, E. (1965) Some effects of gamma radiation on the Potato Tuberworm, *Gnorimoschema operculella* (Lepidoptera: Gelechiidae). *Annals of the Entomological Society of America* 58: 206-212.
- Fukuda, T., Kino, Y., Abe, Y., Yamashiro, H., Kuwahara, Y., Nihei, H., Sano, Y., Irisawa, A., Shimura, T., Fukumoto, M., Shinoda, H., Obata, Y., Saigusa, S., Sekine, T., Isogai, E., Fukumoto, M. (2013) Distribution of artificial radionuclides in abandoned cattle in the evacuation zone of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *PloS One* 8: e54312.
- Hasegawa, M., Ito, T. M., Kaneko, S., Kiyono, Y., Ikeda, S., Makino, S. (2013) Radiocesium concentrations in epigenic earthworms at various distances from the Fukushima Nuclear Power Plant 6 months after the 2011 accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 126: 8-13.
- 長谷川 勉 (1978) 放牧牛に寄生するハエ類とその生態. 家畜保健衛生技術研究会会報 24: 59-68.
- 長谷川 勉・早川 博文・細木 康彦 (1978) 高知県下の放牧地で牛体およびその排糞から採集されたハエ類について. 北日本病害虫研究会報 29: 38.
- Hashimoto, K (2011) The radioactivity measurement of milk from the cow supplied with the meadow grass grown in Ibaraki-prefecture, after the nuclear power plant accident. *Radioisotopes* 60: 335-338.
- Hiyama, A, Nohara, C, Kinjo, S, Taira, W, Gima, S, Tanahara, A, Otake, J.M. (2012) The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports* 2 (570) : 1-10.
- 堀野眞一 (2013) 原発事故が二ホンジカに及ぼす影響-個体群管理の立場から. 畜産の研究 新年特大号 67: 23-28.
- 小寺祐二・竹田務 (2013) 原発事故によるイノシシへの影響. 畜産の研究 新年大号 67: 17-22.
- 三橋亮太, 水野 壮, 佐伯真二郎, 内山昭一, 吉田 誠, 高松裕希, 食用昆虫科学研究会, 普後 一 (2013) 福島県産イナゴの放射性セシウム量および福島県のイナゴ食文化の存続可能性. 日本食品衛生学雑誌 54 : 410-414.
- Miyauchi, N. and Yokoyama, K. (1983) An experimental study on the change of soil fauna under dropping cow dung in grazing pasture. *Bulletin of the Faculty of Agriculture, Kagoshima University* 33: 135-139.
- Møller, A. P. (2002) Developmental instability and sexual selection in stag beetles from chernobyl and a control area. *Ethology* 108: 193-204.
- Nohara, C., Taira, W., Hiyama, A., Tanahara, A., Takatsuji, T., Otake, M (2014) Ingestion of radioactivity contaminated diets for two generations in the pale grass blue butterfly. *BMC Evolutionary Biology*, 14 (193): 1-14.
- Okada, K., Sato, I., Deguchi, Y., Morita, S., Yasue, T., Yayota, M., Takeda, K., Sato, S. (2013) Distribution of radioactive cesium in edible parts of cattle. *Animal Science Journal* 84: 798-801.
- 萩野隆明, 鈴木庄一, 國分洋一, 高萩眞彦 (2012) 放射性物質低濃度汚染環境における肉用繁殖牛の放牧利用.
http://www.wcms.pref.fukushima.jp/download/1/nougyou.tikusan_55toughokunougyoushiken4.pdf
- Rudge, S. A., Johnson, M. S., Leah, R. T., Jones, S. R. (1993) Biological transport of radiocesium in a seminatural grassland ecosystem. 1. Soils, vegetation and invertebrates. *Journal of Environmental Radioactivity* 19: 173-198.
- Shinonaga, S. (2003) A Monograph of the Muscidae of Japan. 347 pp. 東海大学出版会, 東京.
- Tilton, E. W., Burkholder, W. E., Cogburn, R. R. (1966) Effects of gamma radiation on *Rhyzopertha dominica*, *Sitophilus oryzae*, *Tribolium confusum*, and *Lasioderma serricorne*. 59: 1363-1368.
- 塚田祥文 (2011) 土壌-作物系における放射性核種の挙動. 日本土壌肥料科学雑誌 82: 408-411.

内田守譜, 古閑文哉, 石川雄治, 菅野美樹夫 (2012) 肉用牛における筋肉中放射性セシウム濃度の血液からの推定.

http://www.cms.pref.fukushima.jp/download/1/nougyou.tikusan_23radiologic-5.pdf

山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川寛, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口敦, 浅田景, 和顯朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平館俊太郎 (2012) 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. 農環研報 31: 75-129.

Yamada, K. (2012) Radioactive contamination of a pig raised at a farm within 20 km of the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Radioisotopes* 61: 129-132.

Yamaguchi, T., Sawano, K., Kishimoto, M., Furuhashi, K. Yamada, K. (2012) Early-stage bioassay for monitoring radioactive contamination in living livestock. *The Journal of Veterinary Medical Science* 74: 1675-1676.

Yasuda, H. (1996) Dynamics of dung beetle communities in relation to biodiversity. *Japanese Journal of Ecology* 46: 321-325.

Yoshimura, M. and Akama, A. (2013) Radioactive contamination of aquatic insects in a stream impacted by the Fukushima nuclear power plant accident. *Hydrobiologia* 722: 19-30.

Radiocesium concentrations in coprophagous insects at a pasture of 14 km distance from the Fukushima Nuclear Power Plant

Mitsuhiro Iwasa, Hideyuki Kabeya and Fumiya Nakaya

Laboratory of Entomology, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine

Radiocesium concentrations in coprophagous insects were investigated at a pasture of 14 km distance from the Fukushima Nuclear Power Plant in 2013. Air radiation dose rate was $5.52 \mu\text{Sv/h} \pm 0.44$ at surveyed area. An average of radiocesium concentrations ($^{134+137}\text{Cs}$) in cow dung pats was $2,348 \text{ Bq kg}^{-1}$ with range from 600 to $5,382 \text{ Bq kg}^{-1}$. Radiocesium concentrations ($^{134+137}\text{Cs}$) of two species of dung beetles, *Aphodius rectus* and *Onthophagus lenzii*, were $1,700 \text{ Bq kg}^{-1}$ and $2,410 \text{ Bq kg}^{-1}$, respectively. On the other hand, $^{134+137}\text{Cs}$ concentrations of a muscid fly, *Neomyia cornicina* were $3,520 \text{ Bq kg}^{-1}$. There was no significant relationship between larval development of *Neomyia cornicina* and radiocesium concentrations of cow dung used for rearing the larvae.

E-mail of Iwasa M: iwasa@obihiro.ac.jp

土壌中放射性セシウムのシマミミズへの移行・体内分布・滞留

藤原慶子

京都大学原子炉実験所

はじめに

東京電力福島第一原子力発電所の事故を契機に、放射性物質の人以外の生物への移行や影響について徐々に研究されてきているもののまだ十分とは言えない状況である。人以外の生物についても移行や影響についてより多くのデータを集め考察を深めることが必要である。本研究では、地中に生息するもっとも代表的な生物であるミミズについて、土壌中の放射性セシウムがどの程度ミミズへ移行するのかなどを評価するため、放射性セシウムを含む土壌でミミズを飼育し、土壌からミミズへの ^{137}Cs の移行と飼育期間との関係や、摂取された放射性セシウムのミミズ体内での分布や滞留について検討した。また、ミミズの吸収線量の評価も行なった。

材料および方法

・土壌とミミズ

放射性セシウムを含む土壌は、福島県内の畑地から採取した表層土であり、使用前に1.18mm(#10)のステンレスメッシュを通して小石や植物片は除去した。実験は異なる場所で採取した2種類の土壌、土壌Aと土壌Bを用いて実施した (Fig.1)。

使用したミミズは実験室内で維持可能なシマミミズ *Eisenia fetida* (Savigny, 1826)で、その遺伝的背景は文献1に詳細に記載されている。

繁殖育成に使用している腐葉土((株) ケーヨー社製、園芸用土ピートモス)と上記の放射性セシウム含有土壌を等量混合した培養土にミミズを入れた。土壌Aの容積比重、水分含有量、及び ^{137}Cs 放射能濃度は、それぞれ $0.4\text{g}/\text{cm}^3$ 、68%重量、 $49.1\text{Bq}/\text{乾燥重-g}$ 、土壌Bは $1.0\text{g}/\text{cm}^3$ 、73%重量、 $162.4\text{Bq}/\text{乾燥重-g}$ である。

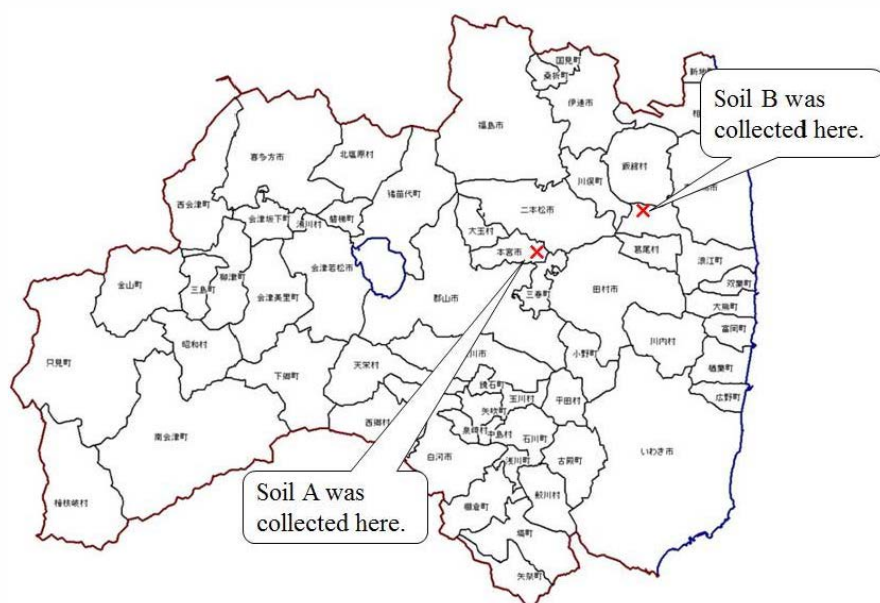


Fig. 1 Map of Fukushima Prefecture

The locations where the soils were collected are shown.²⁾

・実験1ー濃度比ー

土壌Aの実験では1, 2, 6, 36日飼育後に、土壌Bの実験では1, 2, 4, 7, 14, 22日飼育後にミミズ(N=5)を取り出し、Ge半導体検出器 (Model IGC3019, Princeton Gama Tec) で ^{137}Cs 濃度を測定した。

得られたミミズの ^{137}Cs 濃度 (Bq/湿重-g) の平均値を使用した土壌の ^{137}Cs 濃度(Bq/乾燥重-g)で除して濃度比を算出した。

・実験 2—滞留—

土壌 B の実験において 7 日間飼育後、繁殖育成用腐植土に戻し、1,2 日飼育後に取り出して実験 1 と同様に Ge 半導体検出器で ^{137}Cs 濃度を測定した。

・実験 3—体内の ^{137}Cs 分布—

実験 1 と同じタイミングでミミズを各々 1 匹取り出し、ホルマリン固定後、クライオスタットで断面を切り出してサンプルを準備した。サンプルの切り出した面をイメージングプレートに 3—5 日間曝露し、リーダー (Typhoon FLA 7000) で読み取り、オートラジオグラフィー(ARG)を作製した。

結果および考察

—濃度比—

放射性セシウム含有土壌で飼育したミミズの ^{137}Cs の濃度比と飼育期間との関係を Fig.2 に示す。土壌 A,B の実験でともに濃度比は育成開始初期に高く、徐々に減少していくのが確認された。育成開始初期に濃度比が高い理由として、土壌が変わったことにより活発に土壌を摂取したことが考えられる。また、濃度比は 0.02-0.06 程度に落ち着くことが分かった。

本実験において ^{137}Cs の摂取が一番多かったミミズでの濃度は 20Bq/sample 程度であった。

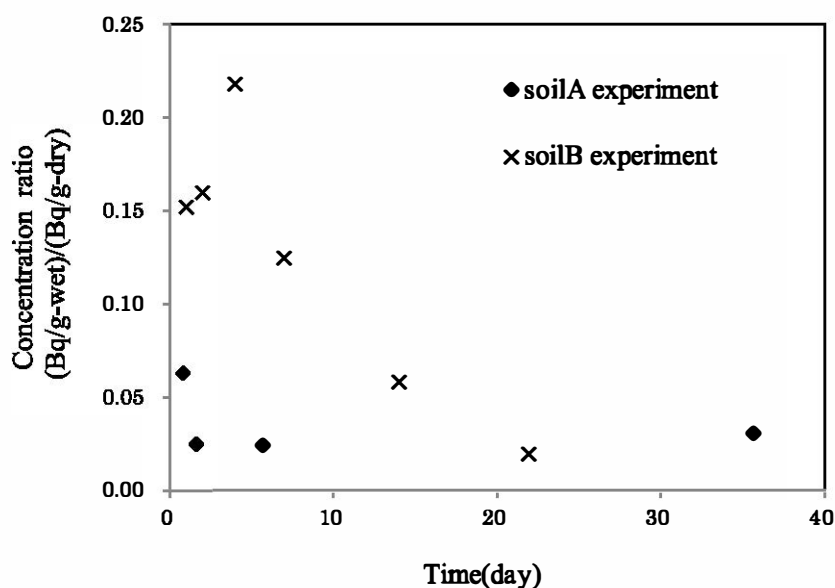


Fig.2

The change of concentration ratios with time

—滞留—

放射性セシウム含有土壌で飼育した後に繁殖育成用腐植土に戻したミミズは、Table 1 に示すように 1 日後で ^{137}Cs 濃度が ND となり、消化管内に存在した汚染土壌が 1 日で完全に新しい土壌と置き換わることが分かった。

Table1 Metabolism of earthworm

Concentration (Bq/wet-g)	soil containing radioactive substances			soil non-containing radioactive substances	
	1 day after	2 day after	1 week after	1 day after	2 day after
	6.3±1.3	4.7±1.6	7.0±2.2	ND	ND

—体内の ^{137}Cs 分布—

Fig.3 に、使用した土壌と 1,2,14,22 日後に汚染土壌から取り出したミミズの ARG を示す。放射性セシウムの濃度の高い部分が赤色、低い濃度の部分が青色で示されている。ARG より放射性セシウムは、ミミズの消化管内において土壌と同程度の濃度で存在し、体組織実質部ではその濃度は土壌より低濃度であり、局所的な偏在は認められなかった。

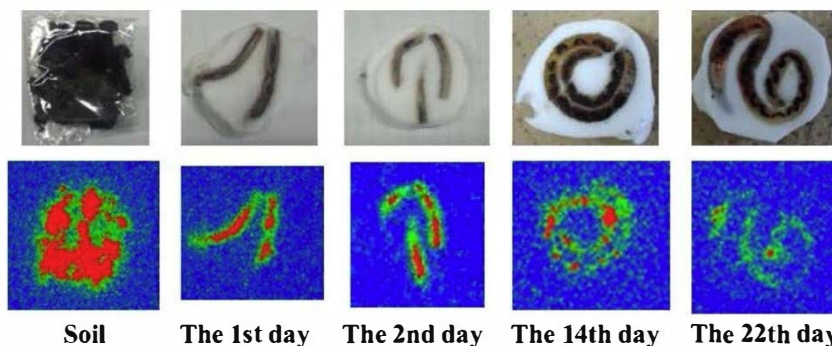


Fig.3 Autoradiograph and photograph of soil and earthworms at the 1st, 2nd, 14th, and 22nd day after culturing.

滞留と分布の実験結果より、土壌中の放射性セシウムは、ミミズの体組織実質部にとどまることなく、消化管を通過していることが推測される。

—ミミズの吸収線量率—

ICRP Pub.108³⁾ の線量換算係数で仮定されているミミズの大きさと本研究にて使用したシマミミズの大きさかなり差があるため、ICRP Pub.108 で仮定されているミミズの卵の線量換算係数とそれらの中央値(mean)を用い本研究の評価に使用した (Table2)。ミミズ、ミミズの卵、中央値の線量換算係数を用いて算出した吸収線量率の結果を Table 3 に示す。ミミズの濃度は土壌 A,B それぞれの実験の中で最も高濃度であったものを用いた。

ICRP のミミズに対する DCFs をそのまま使うと、実際に使用したミミズに近い大きさである中央値で計算した結果に対して内部被ばくは高い目、外部被ばくは低い目に算出される。また、ICRP での設定では、外部被ばくの設定が 50cm 厚の土壌線源となっており、土壌の表面 10cm の深さまでにはほとんどの放射性セシウムが吸着されていると言う実際の状況よりも過大評価になっている。

^{137}Cs と ^{134}Cs が同量あったと仮定すると、放射性セシウムから受けるミミズの吸収線量率は最大で $1.9 \times 10^3 (\mu\text{Gy/day})$ であった。

Table 2 Dose conversion factors (DCFs) for Earthworm and its eggs, and mean DCFs ($\mu\text{Gy/day})/(\text{Bq/kg})$

DCFs	Earthworm		Earthworm egg		Mean	
	Internal	External	Internal	External	Internal	External
^{137}Cs	3.4×10^{-3}	7.3×10^{-3}	2.8×10^{-3}	8.4×10^{-3}	3.1×10^{-3}	7.9×10^{-3}
^{134}Cs	2.6×10^{-3}	2.0×10^{-2}	2.0×10^{-3}	2.2×10^{-2}	2.3×10^{-3}	2.1×10^{-2}

Assumptions for DCFs: earthworm body mass = $5.24 \times 10^3 \text{ kg}$; proportional shape is $10 \times 1 \times 1 \text{ cm}$; external exposure occurs in a 50-cm-thick volume of source soil.

Assumptions for DCFs for eggs are mass = $6.54 \times 10^{-5} \text{ kg}$; proportional shape is represented by a 0.5-cm diameter sphere; external exposure occurs in a 50-cm-thick volume of source soil.

Mean DCFs is the average DCFs for earthworms and eggs.

Table 3 Absorbed dose rate from internal and external exposure of earthworm to ^{137}Cs

DCFs	Experiment	Concentration of ^{137}Cs		Absorbed dose rate from ^{137}Cs		
		earthworm	soil	Internal	External	Total
		Bq/wet-g	Bq/wet-g	$\mu\text{Gy/day}$	$\mu\text{Gy/day}$	$\mu\text{Gy/day}$
Earthworm	soil A	3.1×10^0	1.4×10^1	1.1×10^1	1.0×10^2	1.1×10^2
	soil B	3.5×10^1	6.0×10^1	1.2×10^2	4.4×10^2	5.6×10^2
Mean*	soil A	3.1×10^0	1.4×10^1	9.6×10^0	1.1×10^2	1.2×10^2
	soil B	3.5×10^1	6.0×10^1	1.1×10^2	4.7×10^2	5.8×10^2
Earthworm	soil A	3.1×10^0	1.4×10^1	8.7×10^0	1.2×10^2	1.3×10^2
egg	soil B	3.5×10^1	6.0×10^1	9.9×10^1	5.1×10^2	6.0×10^2

*Mean DCFs are average values for earthworms and eggs.

まとめ

移行：飼育初期に ^{137}Cs 濃度比が大きく、徐々に下がっていく。これは、土壌が変わったことにより活発に土壌を摂取したことが考えられる。また、最終的に 0.02–0.06 に値が落ち着いた。

滞留：ミミズの代謝は非常に早い。1 日以内に消化管内の内容物が置き換わる。

分布：ミミズの体内で消化管を除いてほぼ一様に分布していた。また、消化管内の ^{137}Cs 濃度は使用した土壌と同じくらいのレベルであった。

吸収線量率：実験で一番濃度の高かったミミズの値を用い、 ^{134}Cs が ^{137}Cs と同量あったと仮定すると最大 $1.9 \times 10^3 (\mu\text{Gy/day})$ であった。

参考文献

- 1) Suzuki K, Suzuki T, Stürzenbaum S, Gamou S. Construction of a Bacterial Artificial Chromosome (BAC) Library and the Genomic Analysis of Valosine-Containing Proteins in the earthworm *Eisenia fetida*. European Journal of Soil Biology 44(2), Mar. 202-206, 2008
- 2) Fujiwara K., Takahashi T., Nguyen P., Kubota Y., Gamou S., Sakurai S., Takahashi S. Uptake and retention of radio-caesium in earthworms cultured in soil contaminated by the Fukushima nuclear power plant accident Journal of Environmental Radioactivity 139, 1-5, 2015
- 3) ICRP, 2009a. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP Publication 108. ELSEVIER

Uptake, distribution and retention of radiocesium in earthworm cultured in the soil contaminated by Fukushima nuclear power plant accident

Fujiwara K

Research Reactor Institute, Kyoto University

To understand the effects of radionuclides on non-human biota and the environment, it is essential to study the intake and metabolism of radio-isotopes in earthworms which are among the most important soil organisms, and *Eisenia fetida*, which were used in this study, are known to be sufficiently sensitive to chemicals and representative of common earthworms. In this study, we assessed the concentration ratios, uptake and retention, absorbed dose rate, and distribution of radiocesium in earthworms. The concentration ratios of ^{137}Cs in earthworms relative to those in dry soil were higher early in the culturing period and decreased gradually over the experimental period. ^{137}Cs taken up by *E. fetida* was cleared rapidly after the worms were cultured in radiocesium-free soil, suggesting that the metabolism of radiocesium in earthworms is very rapid. Autoradiography demonstrated that the concentration of radiocesium within the digestive tract was as high as that in the soil, while radiocesium in the body tissue was lower than radiocesium in the soil and was almost uniformly distributed among earthworm tissues. The highest absorbed dose rate of total exposure to radiocesium (^{137}Cs + ^{134}Cs) was calculated to be 1.9×10^3 ($\mu\text{Gy/day}$) in the earthworms.

E-mail of Fujiwara K: fujiwara@ri.kyoto-u.ac.jp

福島第一原子力発電所事故によるツバメの巣の放射性セシウム汚染状況

岩見恭子¹、小林さやか¹、柴田康行²、山崎剛史¹、尾崎清明¹

¹山階鳥類研究所, ²国立環境研究所

はじめに

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故によって飛散した放射性物質による生態系への影響が懸念されている (Møller et al. 2012; Mizuno & Kubo 2013) [12, 7]. 生物への放射性物質の影響については、摂食などによる内部被曝と環境中からの外部被曝に分けられるが、どちらの影響についても環境中の放射性物質濃度を正確に把握するとともに、それぞれの生物への影響を事故の前後と比較し評価する必要がある。山階鳥類研究所では鳥類への放射性物質による影響を把握するための調査を行っている。その一つとして、人里や市街地で繁殖し、継続的な観察や分析に必要な試料を十分に得ることができるツバメ *Hirundo rustica* を対象にした。日本国内では、ツバメは北海道から九州まで分布する夏鳥で (日本鳥学会 2012) [17], 本州の関東以北には 3 月中旬頃に渡来し、4 月から造巣を行い、7 月中旬にかけておよそ 2 回繁殖する (清棲 1978) [4]. ツバメの巣は田畑や水溜まり等で集められた泥を用いて造られているが、降下した放射性セシウムは粘土質の泥と親和性が強い (中西 2013) [16], 巣が放射性セシウムによって汚染されている可能性がある。また放射性物質による巣の汚染が、卵内の胚の発生やヒナの成長に影響する可能性があり、ツバメの個体群に負の影響を及ぼすおそれがある。さらにツバメはチェルノブイリ原発事故後に詳細に調査され、外部形態や繁殖成績への影響が明らかになっている種であり (Møller & Mousseau 2001, Møller et al. 2005) [9,14], 同種の調査を行うことで、放射線の影響を評価する指標となる。本調査ではツバメの巣に含まれる放射性物質を定量的に測定し、汚染状況を把握するとともに、ツバメの繁殖状況を調べることで個体群への影響を評価することを目的としている。

方法

巣の採集

ツバメの巣は、2011 年に繁殖が確認されたものを対象とし、2011 年 11 月から 2012 年 3 月の間に、新聞や山階鳥類研究所のホームページを通じて日本全国に呼びかけ、収集された。福島第一原子力発電所があり、事故直後に放射性物質が広く飛散した福島県においては、巣の位置と放射線濃度の関係を詳細に把握するため、県内の日本野鳥の会の各支部に協力を依頼した (警戒区域である福島第一原子力発電所から 20km 圏内での巣の収集は行わなかった)。2011 年の繁殖期終了後、巣の周囲からツバメの姿がみられなくなってから、巣を丸ごと建造物から取り外し、密封式ビニール袋に入れて山階鳥類研究所で保管した。全国 22 都道府県より送られて来た巣も同様にして保管し、ツバメの巣 197 個を採集および収集した (図 1)。採集された巣は、巣内の寄生虫を駆除するため、摂氏-30 度の冷凍庫で 3 日間から 7 日間冷凍した後、巣の重量を測定した。この時、巣はほぼ完全に乾燥していた。さらに福島県郡山市内において、2011 年に巣を採集した営巣場所について 2012 年から 2014 年まで繁殖調査を行い、繁殖後に巣を採集して 2011 年と同様に巣の放射性セシウム濃度を測定した。

巣の放射線量の測定

巣全体の放射性セシウム濃度の測定は、ツバメの巣 197 個のうち 182 個で行った。測定は、国立環境研究所のゲルマニウム半導体検出器 (γ 線検出器) を用いた。測定の際、巣の形を維持した状態でプラスチックケースに封入し、鉛ブロックに覆われた検出器の試料室に入れ、スクリーニング測定を実

施した。さらに、測定した放射性セシウム濃度を、事故直後のツバメの造巣開始時（2011 年 3 月 31 日時点）の放射性セシウム濃度に減衰補正した。放射性セシウム濃度は、巣の単価重量当たり（kg）の Cs-134 及び Cs-137 の合計量（Bq）で示した。セシウム濃度の平均値は、検出限界値以下の値（ND）を 0 として計算した。また、換算した巣全体のセシウム濃度と周辺土壌のセシウム濃度を比較するため、「農地土壌の放射性物質濃度分布図」（農林水産省 2011）[18]において、5 段階に分類された土壌セシウム濃度の値（検出限界値以下、500Bq/kg 未満（検出限界以下は含まない）、500Bq/kg 以上 1,000Bq/kg 未満、1,000Bq/kg 以上 5,000Bq/kg 未満、5,000Bq/kg 以上 10,000Bq/kg 未満）を用いた。182 巣のうち巣の周辺土壌のセシウム濃度が明らかな 104 巣について比較した。巣全体と周辺土壌の放射性セシウム濃度の比較では、Kruskal Wallis 検定を用いた。さらに巣材に含まれる放射性セシウム濃度を比較するために 5 つの巣を粉碎して、粘土質（土）と植物質に分け、それぞれの放射性セシウム濃度を測定した。

繁殖調査

福島県郡山市内の市街地において、2011 年に巣を採集した営巣場所で、2012 年から 2014 年の繁殖期に、巣への帰還および繁殖状況を調査した。調査は日本野鳥の会郡山支部の協力のもと、2011 年に巣を採集した 12 カ所を中心に、郡山市内の市街地で繁殖するツバメの巣を対象に、繁殖の有無および卵数や雛数を確認し、繁殖経過を記録した。チェルノブイリ原子力発電所事故による放射性物質汚染調査では汚染地域で繁殖するツバメにおいて羽毛の一部が白くなる部分白化個体や奇形などが確

認されている（Møller & Mousseau 2006）[10]。繁殖調査を行っている郡山地域で、繁殖個体を対象に部分白化などの形態異常個体が出現していないか観察を行った。また、2013 年 8 月 12 日に郡山市内のツバメ塀において捕獲調査を行い、尾羽や部分白化といった形態の異常がみられないか確認を行った。

結果

2011 年 11 月から 2012 年 3 月までに、全国 22 都道府県より収集された 197 個のツバメの巣のうち、福島県が最も多く 101 巣、次いで宮城県 15 巣、茨城県 12 巣で、福島県及び隣接する地域から全体の半数以上の巣が採集された（図 1、表 1）。福島県内では、警戒区域の 20km 圏内を除く広い地域から巣を収集することが出来た（図 1）。

巣全体の放射性セシウム濃



図 1. 採集された 2011 年繁殖のツバメの巣採集地。×は福島第一原子力発電所、円は内側から 20km, 30km, 50km を表す。枠内は福島県内の拡大地図。岩見ほか（2015）日本鳥学会誌 64(1) : 63-69 [3]より転載。

度を測定した 182 巣のうち、150 巣から放射性セシウムが検出され、32 巣は検出限界値以下であった（表 1）。巣に含まれる放射性セシウムについて、福島第一原子力発電所の原子炉停止時である 2011 年 3 月 11 日時点の濃度に換算した Cs-134 と Cs-137 の比率を計算した結果、1.04 であった（回帰分析： $y=1.04x$, $R^2=0.999$, $n=182$ ）。福島県をはじめとする 1 都 12 県で放射性セシウムを含む巣が見つかった。福島県に隣接する地域のみならず、太平洋側では静岡県まで、さらに新潟県、石川県といった日本海側の地域でも放射性セシウムが検出された。一方、北海道や鹿児島など 8 道府県から集められた巣のセシウム濃度は、全て検出限界値以下であった（表 1）。福島県内では全ての巣（ $n=92$ ）から放射性セシウム（Cs-134 及び Cs-137 の両方）が検出され、平均濃度は、 $7,502 \pm 13,916$ Bq/kg（平均±標準偏差）となり、21 都道府県中最も高く、最大で 90,000 Bq/kg であった（表 1）。

表 1. 2011 年に繁殖したツバメの巣の都道府県別セシウム濃度(Cs-134 + Cs-137, Bq/kg)の平均値±標準偏差 (SD)および最小値と最大値. NDは検出限界値を表す. セシウム濃度の平均値は、検出限界値以下の値(ND)を0として計算した. 岩見ほか(2015)日本鳥学会誌64(1):63-69[3]より改変.

都道府県 Prefectures	巣数 Sample Size (n)	セシウム検出巣数 Number of nest that cesium was detected	平均 ± 標準偏差 Average SD	最小値 Min	最大値 Max
北海道 Hokkaido	4	0	ND		
宮城県 Miyagi	15	14	903 ± 1472	ND	5900
山形県 Yamagata	3	2	36 ± 44	ND	85
福島県 Fukushima	92	92	7502 ± 13916	33	90000
茨城県 Ibaraki	12	11	1289 ± 1746	ND	5300
群馬県 Gunma	5	4	493 ± 496	ND	1210
埼玉県 Saitama	6	5	195 ± 256	ND	680
千葉県 Chiba	7	6	3210 ± 4521	ND	12900
東京都 Tokyo	4	4	858 ± 427	460	1460
神奈川県 Kanagawa	10	7	311 ± 586	ND	1950
新潟県 Nigata	1	1	101	—	—
石川県 Ishikawa	1	1	47	—	—
山梨県 Yamanashi	4	1	140 ± 280	ND	560
岐阜県 Gifu	5	0	ND		
静岡県 Shizuoka	3	2	353 ± 429	ND	830
愛知県 Aichi	1	0	ND		
京都府 Kyoto	2	0	ND		
鳥取県 Tottori	3	0	ND		
岡山県 Okayama	3	0	ND		
愛媛県 Ehime	1	0	ND		
鹿児島県 Kagoshima	1	0	ND		

次いで、千葉県内の巣のセシウム濃度が高く（ $3,210 \pm 4,521$ Bq/kg）、10,000 Bq/kg を超える巣も検出された。他の都道府県は、最大で 6,000 Bq/kg よりも低い値であった。全ての巣から放射性セシウムが検出された福島県内の巣では、その濃度に大きなばらつきがみられた。福島第一原子力発電所に近い南相馬市で採集された巣（ $n=14$ ）では 820 から 42,000 Bq/kg であったのに対して、福島第一原子力発

電所から約 60km 離れた郡山市内 ($n=18$) では 122 から 90,000 Bq/kg の高い濃度の巣が採集された。

巣全体の放射性セシウム濃度と、農地土壌の放射性物質濃度分布図（農林水産省 2011）[18]から得られた巣の採集場所周辺の放射性セシウム濃度を比較したところ、周辺土壌のセシウム濃度が 500 Bq/kg 未満の地域では巣の平均セシウム濃度は $1,512 \pm 2,628$ Bq/kg、500 Bq/kg 以上 1,000 Bq/kg 未満の地域では $3,726 \pm 3,464$ Bq/kg、1,000 Bq/kg 以上 5,000 Bq/kg 未満の地域では $13,128 \pm 19,344$ Bq/kg となり、土壌の放射性セシウム濃度が高い地域で採集された巣ほど、そのセシウム濃度は有意に高くなった（Kruskal Wallis 検定、 $\chi^2_2=27.9$, $P<0.01$, 図 2）。ただし、同じ土壌汚染濃度レベルの地域から採集された巣においても、そのセシウム濃度で大きな差が見られる場合もあり、一概に巣のセシウム濃度が周辺土壌のセシウム濃度と一致しないこともあった。

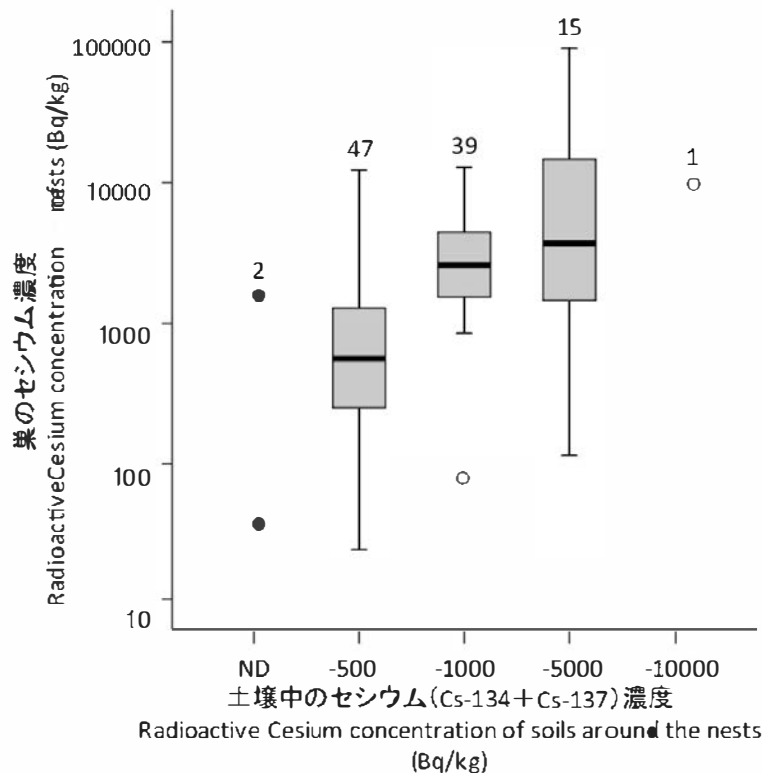


図 2. 採集した巣の営巣地周辺の土壌セシウム濃度と巣のセシウム濃度 (Cs-134+Cs-137) の比較. 箱の太線は中央値, 箱の上下端は上方と下方の四分位値を, ヒゲは中央値の 95%信頼区間, 白丸がはずれ値を示す. 上部の数値はサンプル数を示す. 岩見ほか (2015) 日本鳥学会誌64(1): 63-69 [3]より転載.

5 巣を土壌と植物質に分離して Cs-137 の濃度を測定した結果, 土と植物質の藁の重量当りの Cs-137 の濃度は異なり, 植物質が土の 10 倍ほどの値を示していた (図 3)。福島県郡山市内において, 2011 年に採集した場所で, 2012 年から 2014 年にかけて採集された巣のセシウム濃度を測定した結果, Cs-134 と Cs-137 の濃度の平均 \pm SD は, 2011 年が 13165 ± 22438 Bq/kg, 2012 年が 10345 ± 11893 Bq/kg, 2013 年が 10149 ± 23626 Bq/kg, 2014 年が 5843 ± 8771 Bq/kg で, 郡山市内のツバメの巣のセシウム濃度は変化していなかった (Kruskal Wallis 検定, $\chi^2=2.03$, $P=0.57$, 図 4)。

2013 年と 2014 年の福島県郡山市内でのツバメの繁殖調査の結果, 2013 年は調査を行った 12 カ所のうち 11 カ所で繁殖が確認された。1 回の繁殖では, 平均産卵数は 5.0 ± 2.0 卵 (平均 \pm SD, $n=4$), 平均巣立ち雛数は 3.2 ± 2.4 羽 ($n=11$) であった。2014 年の同調査地における繁殖調査の結果, 繁殖数は

1 回目繁殖が 11 巣で 2013 年と同じであった。1 回目繁殖の平均一腹卵数は 4.8 ± 0.8 個($n=9$)、平均巣立ち雛数は 3.3 ± 2.0 羽($n=11$)であった。

郡山市内の岬におけるツバメの捕獲調査の結果、成鳥 11 羽（雄 7 羽，雌 4 羽），幼鳥 33 羽（性別不明）合計 44 羽を捕獲し、形態のチェックと計測および採血の後、標識用の脚環を装着して放鳥した。すべての鳥について部分白化や尾羽の異常などといった外部形態に異常はみられなかった。

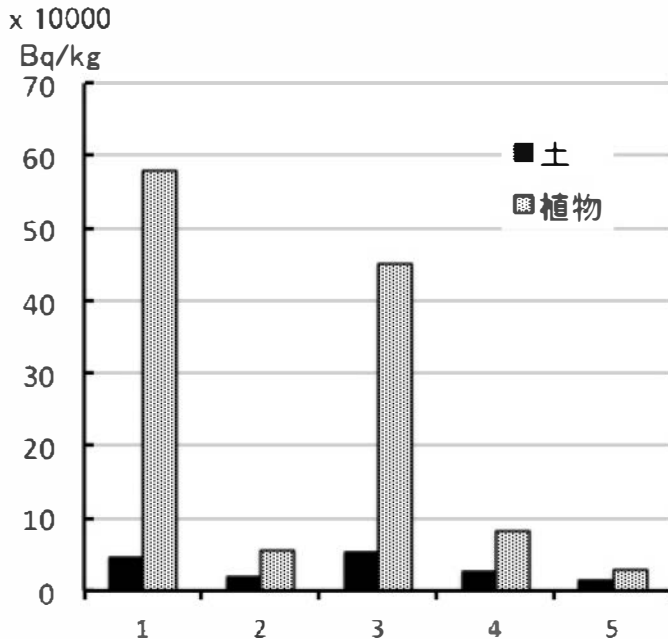


図 3. 2011 年に繁殖した巣 (n=5) の巣材（土と植物質）の Cs-137 濃度の比較

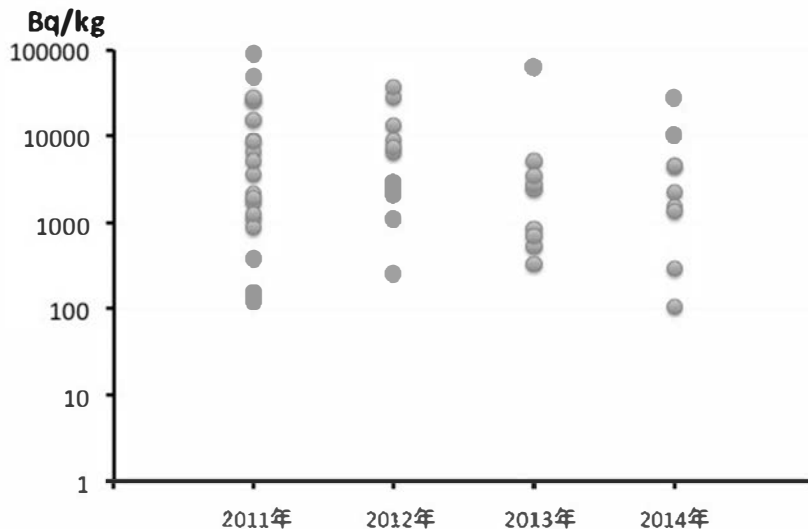


図 4. 福島県郡山市内のツバメの巣の Cs134+Cs137 濃度の年変化

考察

2011 年に繁殖したツバメの巣を収集し分析した結果、福島県内すべての巣と近隣の宮城，茨城，群馬など 13 県の巣から、放射性セシウムが検出された。巣に含まれる放射性セシウムの Cs-134 と Cs-137 の比率は 1.04 であった。これは茨城県つくば市で 2011 年 3 月 15 日に採集された大気粉塵中の Cs

-134 と Cs-137 の比率 1.1 ± 0.1 (Doi et al. 2013) [2] とほぼ一致していた。つまり、ツバメの巣に含まれていた放射性セシウムは、福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムと相違ないと言える。

また、福島県に隣接する茨城、宮城、群馬県だけでなく、福島第一原子力発電所から 248km 離れた東京の巣や、373km 離れた静岡県の巣でも放射性セシウムが検出された。「農地土壌の放射性物質濃度分布図」(農林水産省 2011) [18] との比較で、福島第一原子力発電所からの距離とは関係なく、土壌中の放射性セシウム濃度が高い地域では、そこで営巣するツバメの巣のセシウム濃度も同様に高い傾向を示した。事故によって放出された放射性物質は、3 月 15 日の霧雨で短時間に降下したため、各地域のセシウム濃度は事故直後の天候や地形の影響を強く受け、福島県内では福島第一原子力発電所から北西方向の地域で高く、それ以外の地域でも、福島第一原子力発電所から 200km ほど離れた千葉県や 170km 離れた茨城県などで線量が局所的に高い場所が確認されている(松村ら 2011) [6]。そのため、福島第一原子力発電所からの距離とは関係なく、土壌中のセシウム濃度が高かった地域では、巣のセシウム濃度も同様に高くなったと考えられる。ただし、巣の放射性セシウム濃度は、同じ場所から採集された巣であってもばらつきがあった。その原因として、採集された巣の造巣時期が考えられる。分析した巣はすべて 2011 年の繁殖が確認されたが、巣は事故後に土台からすべて造巣されたものだけとは限らない。ツバメは、前年の古巣を補修して使用することもある(Møller 1994) [8]。したがって、2011 年に繁殖が確認された巣に過去の巣材が含まれる可能性があり、そのためセシウム濃度のばらつきが生じたと考えられる。5 つの巣について、巣材の土と植物質を分けて放射性セシウム濃度を測定したところ、巣材によって放射性セシウムの濃度が異なっており、単位重量当りの放射線量としては植物質の方が 10 倍以上高かった。しかし巣材の重量の 96% 以上が土によって構成されており、全体の放射線量としては土からの暴露が中心となるため、ツバメでは植物質の巣材の影響は低いと考えられる。

福島県郡山市内での繁殖調査の結果から、他の地域と比較してツバメの繁殖成績が著しく低下しているという結果は得られなかった。雛や親鳥の観察からも部分白化や尾羽の形態異常も見つかっていない。しかし 2012 年から 2014 年の巣のセシウム濃度を比較したところ、あまり変化していないことから、今後も継続して巣のセシウム濃度の変化を調査する必要がある。チェルノブイリ原子力発電所事故後では現在にいたるまで長期にわたる影響が見られている(例えば、Møller & Mousseau 2006, ヤブロコフら 2013) [10, 20]。巣の中の卵の中の胚や雛のような成長段階では放射線の影響を受けやすいと考えられている(草間 1997) [5] ため、巣内での放射線による影響を現在も受けていると考えられる。低線量の外部被曝による影響についてはまだ明らかではないことも多く、今後も継続して巣の線量測定や繁殖状況を調査する必要があるだろう。

放射性物質による生物への影響は、高濃度の放射性物質で汚染されたロシアのクシントウイム核燃料再処理工場事故やチェルノブイリ原子力発電所事故後、様々な野生生物を対象に報告されてきた(Sazykina & Kryshev 2006) [18]。しかし、低線量被曝の野生生物に対する影響はほとんど分かっていない。2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故によって福島県内では、チェルノブイリでも共通する 14 種の鳥類(ツバメを含む)を対象とした分析で、生息環境中の放射線量が高い地域ほどこれらの出現個体数が少なくなっていた(Møller et al. 2012) [12]。そのため、ツバメに対する放射線被曝の影響も懸念される。今後も土壌セシウム濃度の高い地域では、巣のセシウム濃度及び繁殖状況を引き続き調査し、データを蓄積する必要がある。

チェルノブイリ原子力発電所の事故では、事故後 20 年以上経た現在にいたるまで多くの生物にその影響が及んでいる(Sazykina & Kryshev 2006) [19]。ツバメについては、尾羽の長さが非対称になる、尾羽先端が細くなるといった外部形態の異常(Møller et al. 2007) [13]、体重の減少(Møller & Mousseau 2001) [9]、生理的異常(Møller et al. 2006 ; Bonisoli-Alquati et al. 2011) [15, 1] など個体への負の影響が

報告され、さらに繁殖率の低下や個体数の減少 (Møller et al. 2005 ; Møller & Mousseau 2007) [14, 11] を引き起こしていると示唆されている。2011 年 3 月に発生した福島第一原発事故による放射性物質の飛散量は、チェルノブイリの原発事故に比べて低いと推定されている (Møller & Mousseau 2006) [10]。しかし、低線量の放射線が野生生物に与える影響は未解明なことも多く、今後も継続的にツバメの繁殖状況を調査し、放射線の影響を注意深く評価する必要がある。

本調査は、三井物産環境基金 2011 年度東日本大震災復興助成を受け実施した。

文献

1. Bonisoli-Alquati A, Møller AP, Rudolfson G, Saino N, Caprioli M, Ostermiller S & Mousseau TA (2011) The effect of radiation on sperm swimming behavior depend on plasma oxidative status in the barn swallow (*Hirundo rustica*). *Comp Biochem Physiol A* 159: 105-112.
2. Doi T, Masumoto K, Toyoda A, Tanaka A, Shibata Y & Hirose K (2013) Anthropogenic radionuclides in the atmosphere observed at Tsukuba: characteristics of the radionuclides derived from Fukushima. *J. Environ Radioactiv* 122: 55-62.
3. 岩見恭子・小林さやか・柴田康行・山崎剛史・尾崎清明 (2015) 福島第一原発事故直後の 2011 年の繁殖期に利用された日本全国のツバメ *Hirundo rustica* の巣の放射性セシウム濃度の状況. *日本鳥学会誌* 64(1): 63-69.
4. 清棲幸保 (1978) 日本鳥類大図鑑 I : 360-364. 講談社, 東京.
5. 草間朋子 (1977) 胎児期における低線量放射線被曝の影響に関する研究. *日本医放会誌* 37(11): 1076-1085.
6. 松村 宏・斎藤 究・石岡 純・上義義明 (2011) 高速道路上のガンマ線測定により得られた福島第一原子力発電所から飛散した放射性物質の拡散状況. *日本原子力学会和文論文誌* 10: 152-162.
7. Mizuno T & Kubo H (2013) Overview of active cesium contamination of freshwater fish in Fukushima and Eastern Japan. *Sci Rep* 3, 1742 (2013); 10.1038/srep01742.
8. Møller AP (1994) *Sexual selection and the barn swallow*. Oxford University Press, Oxford.
9. Møller AP & Mousseau TA (2001) Albinism and phenotype of Barn Swallow (*Hirundo rustica*) from Chernobyl. *Evolution* 55: 2097-2104.
10. Møller AP & Mousseau TA (2006) Biological consequences of Chernobyl: 20 years on. *TREE* 21: 200-207.
11. Møller AP & Mousseau TA (2007) Species richness and abundance of forest birds in relation to radiation at Chernobyl. *Biology Lett* 3: 483-486.
12. Møller AP, Hagiwara A, Matsui S, Kasahara S, Kawatsu K, Nishiumi I, Suzuki H, Ueda K & Mousseau TA (2012) Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environ Polluti* 164: 36-39
13. Møller AP, Mousseau TA, de Lope F & Saino N (2007) Elevated frequency of abnormalities in barn swallows from Chernobyl. *Biology Lett* 3:414-417.
14. Møller AP, Mousseau TA, Milinevsky G, Peklo A, Pysanets E & Szep T (2005) Condition, reproduction and survival of barn swallows from Chernobyl. *J. of Anim Ecol* 74: 1102-1111.
15. Møller AP, Surai P & Mousseau TA (2006) Antioxidants, radiation and mutation as revealed by sperm abnormality in barn swallows from Chernobyl. *Proc R Soc Lond B* 272: 247-253.
16. 中西友子 (2013) 土壌汚染 フクシマ放射性物質のゆくえ. NHK 出版, 東京.
17. 日本鳥学会 (2012) 日本鳥類目録改訂第 7 版. 日本鳥学会, 三田.

18. 農林水産省（2011）農地土壌の放射性物質濃度分布図（各県別）
<http://www.s.affrc.go.jp/docs/map/h25/250809.htm>
19. Sazykina T & Kryshev II (2006) Radiation effect in wild terrestrial vertebrates —the EPIC collection. J Environ Radioactiv 88: 11-48.
20. ヤブロコフ AV, ネステレンコ VB, ネステレンコ AV & プレオブラジェンスカヤ NE (2013) 調査報告チェルノブイリ被害の全貌. 星川敦監訳. 岩波書店, 東京. (原著: Yablokov AV, Nesterenko VB, Nesterenko AV & Preobrazhenskaya NE (2009) Chernobyl Consequences of the Catastrophe for People and the Environment. In English).

Radioactive cesium concentration in nests of Barn Swallow *Hirundo rustica* throughout Japan just after Fukushima Nuclear accident in 2011.

Yasuko IWAMI^{1,*}, Sayaka KOBAYASHI¹, Yasuyuki SHIBATA², Takeshi YAMASAKI¹, Kiyoaki OZAKI³

¹Yamashina Insutisute for Ornithology, ²National Institute for Environmental Studies

We investigated the radioactive cesium concentration of Barn Swallow's *Hirundo rustica* nests that were collected from large areas of Japan in 2011 in order to understand a situation of radioactive cesium contamination emitted from Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. We collected 197 nests from 22 prefectures and measured 182 nests radioactive cesium (Cs-134 and Cs-137). Radioactive cesium contaminations of nests were found in 13 prefectures. The cesium concentration level (Cs-134+Cs-137) of nests was ranged from 33 to 90,000 Bq/kg in Fukushima area, and the average concentration level was higher in Fukushima than the other areas. The relationship between radioactive cesium concentration of the nest and the soil around the each nest sites was significantly positive.

E-mail of Iwami Y: iwami@yamashina.or.jp

節足動物の栄養段階からみる食物連鎖における放射性セシウムの動態

田中草太¹、高橋千太郎²、足達太郎³、高橋知之²

¹京都大学大学院農学研究科、²京都大学原子炉実験所、³東京農業大学

1. 研究背景

従来の放射線に対する防護の考え方は、生物種の中で放射線に対する感受性が最も高いとされる人間に対する防護が適切におこなわれていれば、人間以外の生物種も十分に防護されるというものであった¹⁾。しかしながら、国際的な環境保護の高まりと持続可能な発展の観点（リオ宣言、1992）などから、人間以外の生物種への放射線の影響や、環境そのものに与える影響に対する関心が高まってきている。これまで放射線による影響の評価として用いられてきた急性致死線量（図 1）²⁾は、生物の死をエンドポイント（影響評価点）としたものであるが、生態系への放射線影響を評価する際には、放射線による直接的な死のみではなく、放射線がもたらす生物の活動や繁殖率の低下といった個体群へ及ぼす影響を考慮した評価をおこなう必要があると考えられる。さらに、環境における放射線の影響を想定した場合、種によって生息環境や食性が大きく異なることから、同一の環境下においても生物種によって被ばく線量が大きく異なることを考慮しなければならない。これらの要因とともに、生物と無生物の複雑な相互作用で構成される生態系において放射線の影響を把握することは極めて困難なことである。

東京電力福島第一原子力発電所事故の発生から4年が経過し、環境中で問題となる放射性セシウム（Cs）は、生態系の物質循環の過程で土壌表層といった特定の場所に集積し、物理的な移動・拡散が少ない状況にある³⁾。放射性Csは、生物の必須元素であるカリウムと性質が似ており、生物の被食・捕食関係である食物連鎖を通して環境中を移動・循環している。このことから長期的な視点でみると生物による分解作用などの食物連鎖を通じた生物学的な移動・拡散の寄与が大きいと考えられる。このため、食物連鎖における放射性Csの動態を解明・予測することで、生態系における放射性Csの長期的な環境動態の予測と生態系影響の評価に寄与することが可能だと考えられる。

食物連鎖における物質動態を調査するには、生物量が多く、生態系に対して影響力をもつ生物を指標種として選定する必要がある。各栄養段階の生物を網羅的に調査することが理想ではあるが、大型動物などを含む栄養段階を同条件化で長期的に調査することは極めて難しい。そこで、本研究では、昆虫類を含む節足動物の栄養段階に注目した。節足動物は、地球上の動物種の8割以上を占めており、バイオマスとしての量が多く、幅広い分布と多様な食性を持ち、生態系の物質循環機能を担っているため、放射性物質の環境動態を解明するうえで極めて重要な生物といえる。また、節足動物は放射線感受性の高まる卵や蛹などの生育段階初期を放射性Csが蓄積している土壌表層付近で過ごす種が多く、陸域生態系生物の

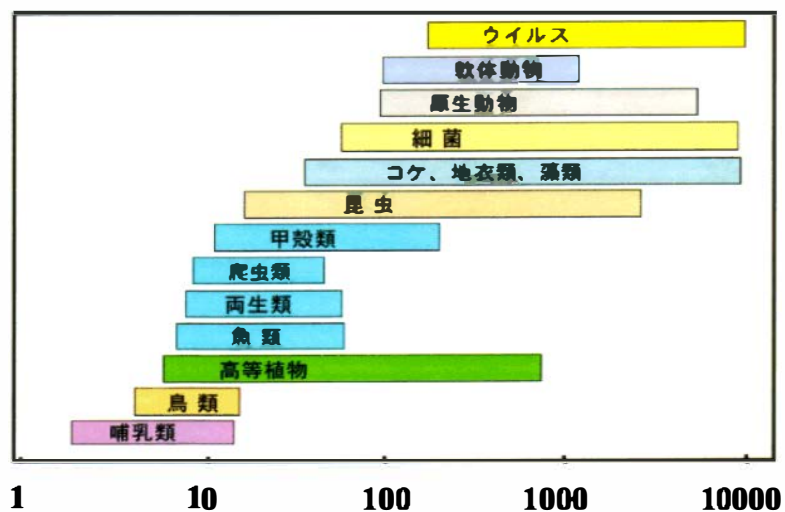


図 1 生物分類における 100% 急性致死線量 (Acute lethal dose range Gy)

中でも比較的、放射線の影響を受けやすいと推測される。実際、チェルノブイリ原発事故では、炉心から近い森林において、約 30Gy の被ばく線量を受けた土壌無脊椎動物の生息数が減少することや多様性が低下するといった事例が報告されている⁴⁾。このように節足動物の数や多様性度が放射線の影響を受ける可能性があることは、この生物群が放射線の影響を評価する指標として有効である可能性を示している。そうした観点から、福島県の生態系において節足動物にどの程度放射性 Cs が蓄積しているのか調査することは極めて重要である。本研究では、2012 年から 2014 年の 3 か年にわたって、福島県の調査地で食性の異なる 3 種の節足動物を採集し、植食者、雑食者および肉食者の栄養段階にわけて ^{137}Cs 濃度の経年変化を調べた。

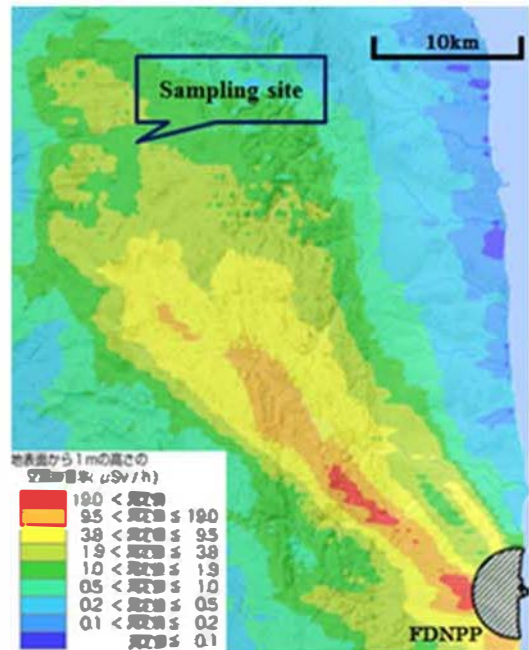


図 2 採集地点と空間線量率（ガンマ線 航空機モニタリング）

2. 調査地

調査地は、福島第一原発から北西 40km に位置する飯舘村（図 2）⁵⁾ の休耕田や山林である。飯舘村は、総土地面積（230.13km²）の 75%を山林が占めており⁶⁾、2015 年 11 月現在も 3 つの避難指示区域（避難指示解除準備区域・居住制限区域・帰還困難区域）に指定されている地域である。

3. 方法

2012 年から 2014 年にかけて、毎年 8 月から 9 月に、調査地で優占的に生息していたコバネイナゴ (*Oxya yezoensis*)、エンマコオロギ (*Teleogryllus emma*)、ジョロウグモ (*Nephila clavata*) をハンドピックによって採集した（図 3）。これらの節足動物はそれぞれ、食性によって植食者（コバネイナゴ）、雑食者（エンマコオロギ）、肉食者（ジョロウグモ）とみなせる（図 4）。これら 3 種を栄養段階における指標とした。 ^{137}Cs 濃度は、1 ロット 20~40 頭として、4~5 ロットを井戸型ゲルマニウム半導体検出器（CANBERRA GC2020+DSA-1000）によって測定した。



図 3 節足動物採集（ジョロウグモ）



図 4 節足動物における栄養段階

4. 結果

これまでの調査において、空間線量率の異なる複数の地域における節足動物の放射性 Cs 濃度と空間線量率の間には相関があることがわかっている（表 1）⁷⁾。今回おこなった ^{137}Cs 濃度の経年変化の調査では、植食性のイナゴは空間線量率の低下にともなって ^{137}Cs 濃度が低下しているのに対して、コオロギやクモの Cs 濃度の経年変化は異なることがわかった。2012 年（事故後約 580 日）の段階では、植食者のイナゴに最も高い蓄積があり、次いで肉食者のクモ、雑食者のコオロギの順の蓄積を示した。しかし、2 年後の 2014 年（事故後約 1300 日）の段階では、肉食者・雑食者・植食者の順に蓄積量の順位が変化した。イナゴの ^{137}Cs 濃度は、2012 年からの 2 年間で 85% 減少しているのに対し、コオロギは 45%、ジョロウグモは 30% の減少に留まった。この結果から、栄養段階上位の節足動物ほど ^{137}Cs 濃度が減少しにくいという傾向が示唆された。

表 1 Ambient radiation dose rates and radioactive contamination in arthropods at survey sites (Sept.–Oct. 2012)

Survey site	Distance from FDNPP (km)	Median of ambient radiation dose ($\mu\text{Sv/h}$) ^a	Median of radioactive cesium ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) amounts in arthropod samples (Bq/kg-wet) ^b		
			Japanese grasshopper	Emma mole cricket	Jorô Spider
A Iitate, Fukushima	40	3.74	469	156	310
B Iitate, Fukushima	44	1.98	188	194	214
C Sôma, Fukushima	46	1.14	3	76	–
D Atsugi, Kanagawa	267	0.04	2	8	4

^aAmbient radiation dose rates were measured 1 m above ground surface with 5 replications per site.

^bRadioactive contamination was detected in an arthropod sample containing 10–50 individuals with 4 replications. If the radioactive measurement of a sample was lower than the measurable limit, the limit value was considered as its amount. – No samples collected.

5. 考察

本研究で対象とした節足動物はいずれも 1 化性（1 年に 1 度の世代交代）の生活環をもつ節足動物である。そのため、世代交代に起因する ^{137}Cs 蓄積の差はないと考えられる。植食者のイナゴにおいては、食草に含まれる ^{137}Cs 濃度の経年減少に伴って、次世代の体内 ^{137}Cs 濃度が大きく減少したと考えられるが、雑食者と肉食者では世代交代後も ^{137}Cs 濃度はイナゴほど大きく減少しなかった。この要因として、イナゴは餌資源を生

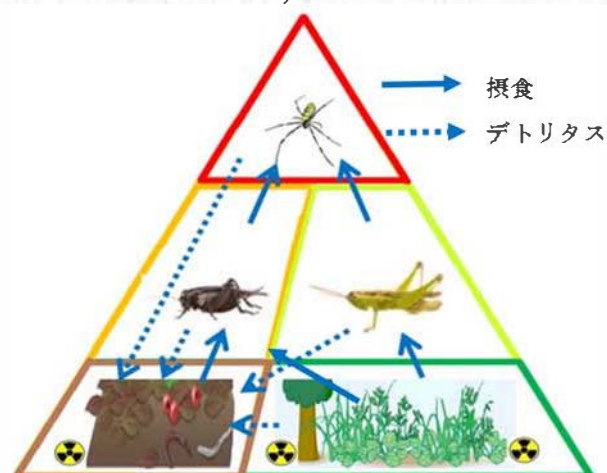


図 5 節足動物の栄養段階における Cs 移行の概念図

食連鎖系（生きもの由来：植物など）のみに依存しているのに対して、クモやコオロギが腐食連鎖系（死んでいるもの由来：リターやデトリタス）からも餌を摂取していることが考えられる。 ^{137}Cs は、生態系の物質循環の過程でリターやデトリタスに高濃度に蓄積しており、これを摂食する生物から ^{137}Cs が他の生物に拡散している可能性が考えられる（図5）。つまり、腐食連鎖の経路を通して、生態系の栄養段階上位の生物に Cs が拡散している可能性が考えられる。そのため、腐食連鎖が関与しないイナゴは、 ^{137}Cs の経年減少が大きく、腐食連鎖系が関与する生物を捕食している栄養段階上位の生物種は ^{137}Cs の経年減少が低く抑えられているのではないかと考えられる。これらのことから、生態系の食物連鎖において栄養段階上位の生物と分解者（腐食性生物）に、長期的な ^{137}Cs 蓄積の可能性が示唆される。

6. 今後の展望

節足動物と放射性 Cs 蓄積の関係について、安定同位体の天然存在比（ $\delta^{13}\text{C} \cdot \delta^{15}\text{N}$ ）を調べることで、栄養段階や食性についてより詳細な解析をおこなう。この解析によって、食物連鎖における広域な放射性 Cs の移行について推定をおこなう。また、環境生物の中で放射性 Cs の高い蓄積が考えられる腐食性生物（土壌生物）について、汚染レベル別に生息密度（多様性度）を調査することにより、生態系における生物影響の評価をおこなう。これらの生物影響の評価のために、生態系線量評価ソフト（ERICA等）を使用して節足・環形動物の被ばく線量評価をおこなう。さらに、除染によって汚染がモザイク状に存在する地域や山林など、空間線量率の測定のみでは評価が困難な生態系の汚染状況を節足・環形動物をモニタリングすることによって把握するモデルを作成する。これらの研究を通して、放射性 Cs の長期的な動態を予測する方法を確立することで、復興に寄与することが可能であると考えられる。

文献

- 1) ICRP (1977) Recommendations of the ICRP, ICRP Publication 26. Ann. ICRP 1 (3)
- 2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (1996) UNSCEAR 1996 report. Scientific Annex: Effect of radiation on the environment
Sparrow, A.H., Underbrink, A.G., Sparrow, R.C. Chromosomes and cellular radiosensitivity I (1967) The relationship of Do to chromosome volume and complexity in seventy-nine different organisms. Radiation Research, 32: 915-945
- 3) 農林水産省林野庁 2013年3月29日付 「森林内の放射性物質の分布状況調査結果について」 <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/130329.html>
- 4) IAEA (2006) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' Radiological Assessment Reports Series
- 5) 放射線量等分布マップ拡大サイト/電子国土 2014年11月07日時点「地表面1m高さの空間線量率」 <http://ramap.jmc.or.jp/map/map.html>
- 6) 飯舘村 HP 2015年10月29日アクセス <http://www.vill.iitate.fukushima.jp/shoukai/gaiyou.html>
- 7) Tarô Adati and Sota Tanaka (2015) Radioactive contamination in some arthropod species in Fukushima. Agricultural and Forestry Reconstruction After the Great East Japan Earthquake: Tsunami, Radioactive, and Reputational Damages, Springer, pp 211-219 (Chapter 15)

The movement of the radioactive cesium in the food chain by the trophic levels of arthropod

Sota Tanaka¹, Sentaro Takahashi^{1,2}, Tarô Adati³, Tomoyuki Takahashi²

¹Kyoto University Graduate School of Agriculture, ²Kyoto University Research Reactor Institute,

³Tokyo University of Agriculture

The Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident occurred on March 11, 2011 and released large amounts of radioactive materials into the environment. Those radioactive materials were deposited on the soil surface and circulated in the ecosystem after the accident. The movement of Cs is highly affected by the food chain circulation in the ecosystem from a long-term perspective. Therefore, in order to observe the Cs movement in the food chain, we investigated the Cs concentration in arthropods, including insects. In this research, we collected three dominant arthropods in Fukushima: the Japanese grasshopper (*Oxya yezoensis*), the Emma mole cricket (*Teleogryllus emma*) and the Jorô spider (*Nephila clavata*). These arthropods can be classified into three trophic levels in the food chain: herbivorous for the grasshopper, omnivorous for the field cricket, and carnivorous for the web spider. Then we observed the temporal changes of Cs concentrations in the trophic levels of the arthropods from 2012 to 2014. The results suggest that the arthropods in higher trophic levels accumulate Cs in higher concentrations than that of the arthropods in lower trophic levels.

E-mail of Tanaka S: sota.tanaka.no@gmail.com

福島第一原子力発電所から放出された放射性物質が野生ニホンザルに 与えた健康影響 ～4年間の研究成果と今後の課題～

羽山伸一

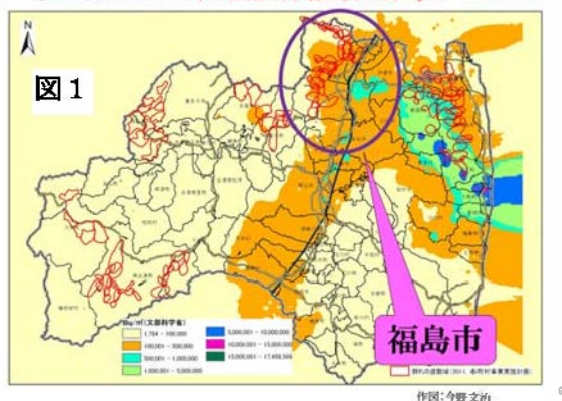
日本獣医生命科学大学・獣医学部

はじめに

著者らは、2007年から福島市と研究協力協定を締結し、この地域に生息する野生ニホンザル(以下、サル)の個体群を対象に野生動物管理学的な調査を実施してきた。とくに、鳥獣法にもとづく「福島県ニホンザル特定鳥獣管理計画」によって、福島市が個体数調整のために捕殺した個体をこれまでに1500頭以上回収し、解剖検査により妊娠率や初産年齢などの個体群動態学的パラメータを明らかにし、一部の成果を公表した(Hayama *et al.*, 2011)。この論文はわが国の野生ニホンザル個体群における繁殖パラメータを初めて明らかにしたものである。

2011年3月に発生した東日本大震災による福島第1原子力発電所の事故により、福島県東部地域は土壌1平米あたり数十万から数百万Bqの放射性物質で汚染された。この地域には野生ニホンザル(*Macaca fuscata*)が数千頭生息しており(図1)、世界で初めて原発災害によって野生霊長類が被ばくしたことになる。

Cs-134及びCs-137の土壌沈着濃度とサルの群れの分布
(土壌沈着濃度は2011年8月文部科学省公表・50万Bq/m²毎に着色)



ニホンザル(以下、サル)は、わが国の固有種であり、また世界最北限に生息する野生霊長類である。20～25年の寿命を持つサルを今後長期的にモニタリングすることは低線量長期被ばくの影響を明らかにするために極めて重要であると考えられる。また、わが国に生息する野生動物のなかで、サルはもっとも分類学的に人間と近縁であるため、その健康影響の研究成果は、人間における被ばく影響を考えるうえでも有用なものになると予想される。

この問題で野生動物に関する先行研究は、チェルノブイリ原発災害を中心に多数の報告がある。その多くが放射性物質の土壌汚染濃度や野生動物の体内蓄積濃度とそれらに対応する肉眼的な異常や個体数の変動などをテーマにしたものである。しかし、ある時点での土壌汚染濃度や体内蓄積濃度から個体レベルでの累積被ばく量を推定できないため、観察された異常と放射性物質による影響との因果関係は明瞭ではなく、現在でも論争が続いている。

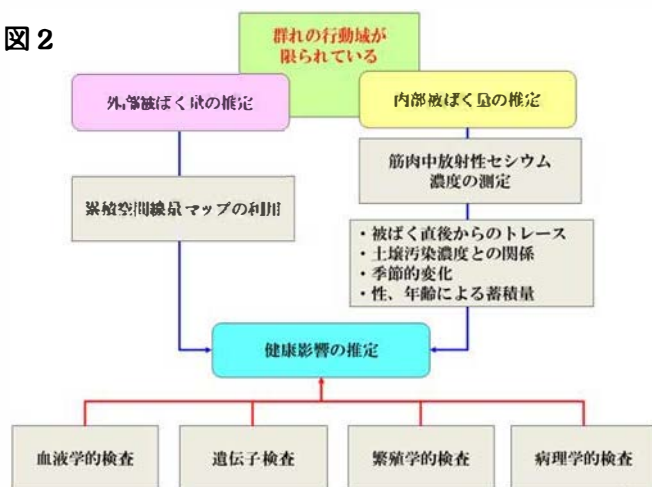
著者らは、被ばく直後からの経時的な野生動物の被ばく量や、被ばく前後における繁殖率などの変化を明らかにすることが可能と考えた。そこで、2011年4月から福島市のサルにおける被ばくの実態を明らかにするとともに、臨床医学的および病理学的検査を実施し、低線量長期被ばくしたサルの健康影響に関する研究を開始した。

材料・方法

本研究の全体設計は、図2に示した。体内に取り込まれたすべての核種を測定することができないため、相対的な内部被ばく量の評価は、筋肉1kgあたりの総放射性セシウム(¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs)濃度(以

下、セシウム濃度)を測定して評価した(Hayama *et al.*, 2013)。放射性セシウムの測定値は、物理的半減期から捕獲日の値に補正した。対照として青森県内で2012年度に捕獲されたサルを用いた。

図2



なお、健康影響については血液学的検査から順次進めているが、現在研究結果を投稿中であり、本稿では概要を述べるにとどめたい。

内部被ばく量と捕獲地点における放射性セシウムの汚染状況を比較するため、文部科学省による放射性セシウムの土壌沈着量データ(2011年7月2日換算)をGISでラスター変換し、推定された土壌沈着量を10万未満、10~20万、20~30万、30万以上(いずれもBq/m²)に区分した。

結果と考察

1) セシウム濃度の経時的变化

これまでの被ばく影響に関する多くの研究では、被ばく量を測定するとともに、その被ばく量に伴って変化する生物影響を明らかにする手法がとられてきた。研究を開始した時点では、著者らはサルの個体レベルにおける被ばく量をかなりの精度で推定可能と予想した。なぜなら、サルは定着性が高いため、その外部被ばく量は捕獲地点における空間線量や放射性物質の土壌沈着量で代用可能と考えたからだ。これらは文部科学省などが地図化して公表しているもので、それぞれの地図データを利用できる。一方で、内部被ばく量を個体ごとに追跡することは不可能だが、土壌沈着量のレベルが同等のエリアで捕獲されたサルの放射性物質蓄積量を経時的に追跡すれば、エリアごとのサルにおける累積被ばく量が推定可能であると考えた。

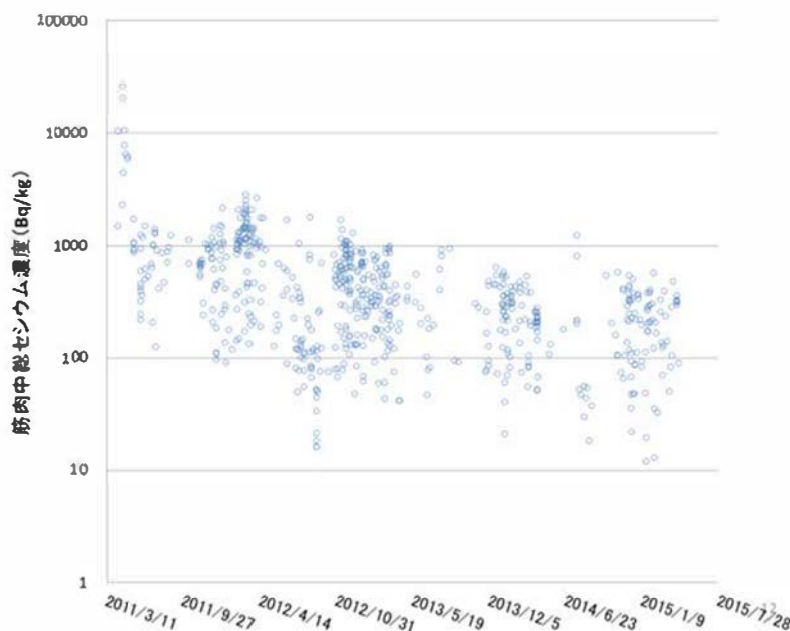


図3 福島市のニホンザルにおける捕獲地点でのセシウム土壌沈着量と筋肉中セシウム濃度との経時的関係(Hayama *et al.* 2013を改変)

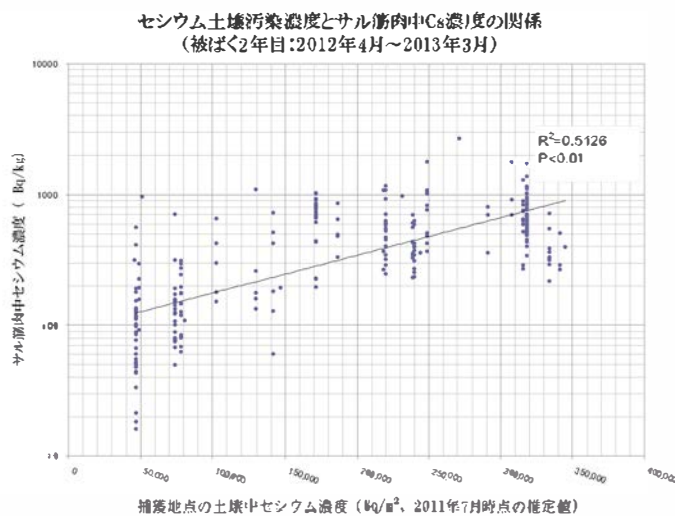
注:セシウム土壌沈着濃度は4段階に区分した。

図3は福島市のニホンザルにおける捕獲地点での放射性セシウム土壌沈着濃度と筋肉中の放射性セシウム濃度の経時的関係である。セシウム濃度は、2011年4月に1万から2万5000Bq/kgと高濃度を示した。その後3ヶ月あまりかけて1000Bq/kg程度にまでいったん減少した。しかし、2011年12月から2000から3000Bq/kgに達する個体が散見された。2012年4月以降では、再び1000Bq/kg前後を推移した。この減少傾向

にあったセシウム濃度が冬期間に上昇した現象は、サルが冬期間に採食した冬芽や樹皮などの食物に高濃度の放射性セシウムが蓄積しそれを体内に取り込んだ可能性が考えられた。その後も同様に冬期間にはセシウム濃度が上昇する現象が認められている。

図4は、上述の地理情報システム（GIS）で推定したサルの捕獲地点ごとの土壌沈着量とサルのセシウム濃度を比較したものである。その結果、同一地点で捕獲されていても、セシウム濃度の個体差が10倍以上あったことから、季節変動のみならず個体による差が大きいことが明らかとなった。

放射性セシウムの生物学的半減期は、サルの場合、約3週間程度と考えられ、セシウム濃度は捕獲前数週間に採食した餌の汚染レベルが反映される。一方で、環境中に放出された放射性物質がどのよ



うな動態で野生動物に摂取されるのかを個体レベルで知ることはほぼ不可能である。また、セシウム以外の放射性物質による被ばく量は不明であり、とくに半減期が短いものは推定が困難である。

したがって、サルのセシウム濃度をトレースすることで推定される内部被ばく量は実際には正確性を欠くと判断される。こうした事実は、個体レベルでの累積被ばく量を把握し、その影響との因果関係を検討することは現状では困難なことを示していると考えられた。

図4 サルの捕獲地点における土壌中セシウム濃度とサルのセシウム濃度の関係（2012年度のデータ）

2) 血液学的検査

サルの健康影響については、メンフィス大学の *Karmaus* 教授（当時はサウスカロライナ大学）らの研究チームによる論文（*Stepanova et al, 2008*）を参考にした。彼らは、1993年から98年にかけてウクライナの子供たちを対象に血液検査を行い、血球数や血色素濃度の低下報告していた。これは、チェルノブイリ災害後10年近く経った時点の知見であり、低線量長期被ばく健康影響を考えるうえで貴重な結果である。

そこで、2012年4月から2013年3月の期間に福島市と青森県で捕獲されたサルについて、捕獲時に採血した血液の白血球数、赤血球数、ヘモグロビン、ヘマトクリット、血小板、白血球百分率の血液検査値およびサルのセシウム濃度を測定した（*Ochiai et al, 2014*）。この期間におけるセシウム濃度は、福島市のサルでは78～1778Bq/kgの範囲であったが、青森県ではすべて検出限界未満であった。

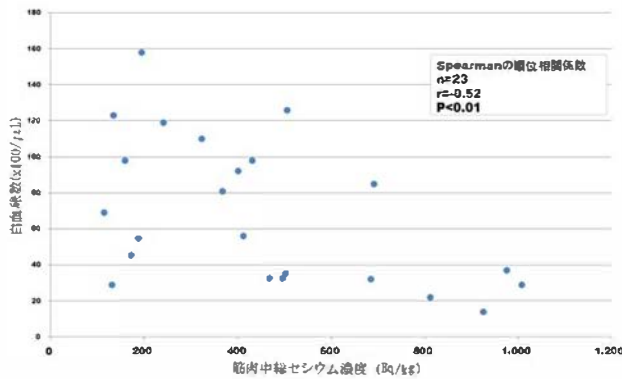
血液学的検査結果を比較した結果、青森県のデータは、既存研究とほぼ同様であったが、福島市では、白血球数、赤血球数、ヘモグロビン量、およびヘマトクリット値が青森県より有意に低いことが明らかとなった。例えば白血球数について見ると、青森県の幼獣（N=17）では 148.6 ± 33.6 ($\times 100/\mu$ l、以下同様)、成獣（N=8）は 137.1 ± 76.7 であったが、福島市では、幼獣（N=24）は 68.3 ± 39.9 、成獣（N=27）は 85.7 ± 47.0 であった。

さらに、幼獣は成獣に比べ白血球数の減少傾向が認められたことから、幼獣について筋肉中セシウム濃度と白血球数の関係を分析した。その結果、幼獣の白血球数は筋肉中セシウム濃度との間に有意な負の相関が認められた（図5）。

こうした現象は、被ばく影響だけではなく、低栄養や感染症など他の原因も考えられる。しかし、

現状では他の原因を裏付けるデータは無く、被ばく影響を否定することはできない。

福島市のサル若齢個体（4歳以下）における 筋肉中総セシウム濃度と白血球数



一方、血球数の低下を、直ちに健康被害ということとはできないが、この結果として免疫力が低下していることから感染症の流行などで大量死が発生する可能性は否定できない。

図5 福島市のサル若齢個体（4歳以下）におけるセシウム濃度と白血球数の関係（Ochiai et al, 2014）

おわりに

本研究は、当初からサルの被ばく影響を目的に標本採取をしていたわけではなく、また野生の動物が対象であるため、標本数が少なく、また被ばく量との因果関係が不明瞭である、という批判があるのは当然である。

一方で、前述した Karmaus 教授らの研究グループは、先の研究を継続する形で 2008 年から 2010 年にも同様の血液検査を実施しているが（Lindgren et al, 2013）、ホールボディカウンターによる個人のセシウム蓄積濃度の対数値と赤血球数や血色素濃度などで統計的に有意な負の相関を明らかにしており、その変化は著者らの研究結果と酷似している。さらに、同研究グループは上記と同じ集団を対象に血液中の免疫グロブリンを測定し、セシウムによる居住地域の土壤汚染レベルと相関する変化を見出した。これは何らかのメカニズムで被ばくによる免疫機能への影響があることを示唆している（McMahon et al, 2014）。

いずれにしても、チェルノブイリ災害から 30 年近く経てもなお、新たな事実が報告されており、著者らも長期的に現場の観測を継続する予定である。

共同研究者

本研究は、以下の研究者との共同で実施した。

加藤卓也、名切幸枝、石井奈穂美（日獣大獣医学部・獣医学科野生動物学教室）、高橋公正（日獣大獣医学部・獣医学科獣医病理学教室）、土田修一（日獣大獣医学部・獣医学科比較細胞生物学教室）、近江俊徳（日獣大獣医学部・獣医保健看護学科基礎部門）、落合和彦（同左）、中西せつ子（NPO 法人どうぶつたちの病院）、今野文治（JA 新ふくしま）、川本芳（京都大学霊長類研究所）

謝辞

本研究は、下記の自治体および個人のご協力によって実現した。ここに感謝の意を表する。

福島市、むつ市、大間町、佐井村、風間浦村、山崎秀春氏はじめ下北半島のニホンザル被害対策市町村等連絡会議の保護管理専門員の皆様、福島市ニホンザル保護管理専門員の皆様、柴田憲明先生。

なお、本研究は、京都大学霊長類研究所共同利用研究費、私立学校学術研究振興資金、JSPS 科研費（基盤 C）「25517008」、住友財団の助成を受けて行った。

文献

- 1) Hayama *et al* (2011) *J. Vet Med.Sci.* 73 : 809-812.
- 5) Hayama *et al* (2013) *PLoS One* 8: e68530.
- 6) Ochiai *et al* (2014) *Scientific Reports* 4: 5793.
- 7) Stepanova *et al* (2008) *Environmental Health* 7:21.
- 8) Lindgren *et al* (2013) *J. Exposure Science and Epidemiology*, 1-9.
- 9) McMahon *et al* (2014) *Environmental Health* 13:36.

Health effect by radioactive contaminants of wild Japanese monkeys in Fukushima city ; Research achievements for 4 years and future challenges

Shin-ichi Hayama

School of Veterinary Medicine, Nippon Veterinary and Life Science University

The objective of this study was to determine the change in concentration of radiocesium ^{134}Cs and ^{137}Cs over time in the muscle of Japanese monkeys inhabiting Fukushima City located 70 km from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (NPP), and their health effect of radioactive materials. Cesium concentration in the muscle of monkeys was 6,000–25,000 Bq/kg in April 2011 and decreased over 3 months to around 1,000 Bq/kg. However, the concentration increased again to 2,000–3,000 Bq/kg in some animals during winter before returning to 1,000 Bq/kg in April 2012. After that, the concentration decreased gradually up to the present date. From 2012, we carried out a one-year hematological study on a population of Fukushima City and the Shimokita Peninsula located approximately 400 km from the NPP as a control. Total muscle cesium concentration was below the detection limit in all Shimokita monkeys. Compared with Shimokita monkeys, Fukushima monkeys had significantly low white and red blood cell counts, hemoglobin, hematocrit ($p < 0.01$), and the white blood cell count in immature monkeys showed a significant negative correlation with muscle cesium concentration ($p < 0.05$) in 2012. After 2013, blood cell counts were increased gradually over time, these results suggest that the exposure to some form of radioactive material contributed to hematological changes in Fukushima monkeys.

E-mail of Hayama S: hayama@nvlu.ac.jp

被災家畜における生殖器官・機能影響の評価

山城秀昭¹、瀧野祥生¹、菅野有晃¹、漆原佑介²、鈴木正敏²、桑原義和²、阿部靖之³、杉村智史⁴、小林 仁⁵、福田智一⁶、木野康志⁷、篠田 壽⁸、磯貝恵美子⁶、福本 学²

¹新潟大学農学部、²東北大学加齢医学研究所、³帯広畜産大学原虫病研究センター、
⁴東京農工大学農学研究院、⁵宮城県立大学食産業学部、
⁶東北大学農学研究科・⁷理学研究科・⁸歯学研究科

1. はじめに

平成 23 年 5 月 22 日、「福島第一原子力発電所において発生した事故に関し、原発から半径 20 キロメートル圏内において生存している家畜を、当該家畜の所有者の同意を得て、苦痛を与えない方法（安楽死）によって処分されること」と内閣総理大臣から福島県知事へ指示が出された [1]。一方で、放射性物質に被ばくした家畜において、ただ安楽死処分するのでなく、その命を放射線影響解析、福島畜産の復興、および食の安全性評価や人類の知見のために活用し、被災した家畜の次世代にも渡りその影響を解析することは重要なひとつの課題である。

唯一、子孫を残すことを可能にする生殖器官あるいは生殖細胞は、放射線に対する感受性が高く、閾値以上の放射性物質に内外被ばくされた場合、それら染色体の異常や遺伝子に突然変異が生じ、遺伝的影響として子孫に引き継がれ、親とは違った形質が現れ、身体的または生理的な形質や機能に何等かの影響（継世代影響、遺伝的影響）を及ぼす可能性が高くなることが知られている [2]。

そこで本稿では、これまで実施してきた旧警戒区域の家畜における生殖器官・機能影響の評価について報告する。

2. 生殖器官・機能影響の評価



図 1. 旧警戒区域内の家畜

平成 23 年 8 月から 25 年 3 月まで、旧警戒区域内で安楽死処分された家畜から生殖器官を含めた生殖細胞を採取・凍結保存するとともに精巣における放射能濃度測定を行なった。図 1 は、旧警戒区域内の家畜の様子を示している。精子は、牛および豚の精巣上体尾部から採取し凍結保存した。卵子は、牛および豚の卵巣から採取した卵子を体外培養および体外受精し、成熟卵および受精卵は凍結保存した [3]。被災した雄牛および雄豚の精巣上体尾部から採取した精子を凍結保存し、牛 11 頭 0.5ml ストロー 507 本、ブタ 3 頭ストロー 160 本およびイノブタ 1 頭ストロー 83 本を凍結保存した。雌牛および雌豚の卵巣から採取した卵子は、体外成熟、体外受精、胚盤胞期胚まで体外培養を実施した。牛受精卵は 9 頭 40 個、豚未受精成熟卵は 12 頭 371 個、イノブタ未受精成熟卵は 2 頭 64 個を凍結保存した（表 1）。

表 1. 家畜精子および卵子の凍結保存

動物種	精子		卵子		
	個体数	ストロー本数	個体数	卵子数	ステージ
牛	11	507	9	40	胚盤胞 [*]
豚	3	160	12	371	MII ^{**}
イノブタ	1	83	2	64	MII ^{**}

^{*}体外培養・受精後の胚

^{**} 減数分裂中期（体外培養後）の未受精卵

Yamashiro et al., Recent Advances in Cryopreservation, 73-81, 2014.

被災牛、豚およびイノブタの生殖器官について、組織形態学的な正常性および微量元素分布を明らかにすることを目的として解析した。精巣組織は Hematoxylin-Eosin 染色し、形態および精細胞の分化を観察した結果、精原細胞、精母細胞および精子が正常に分化・発生していることが確認された [4, 5]。また、旧警戒区域内で捕獲した妊娠牛の胎子の精巣についても同様に解析した場合、正常な精細管および精原細胞が観察された。さらに、電子線マイクロアナライザ (Electron Probe Micro Analyzer: EPMA) を用いて精巣におけるセシウムの分布を解析したが、いずれの精巣においても検出されなかった (図 2) [4, 5]。一方、精巣上体から採取した精子について、先体および核の正常性を形態的に調べるため、それぞれ FITC-PNA および DAPI で染色し観察したが、先体および核に異常は認められなかった。さらに、これらの精子を凍結保存し、食肉処理場由来の卵子と体外受精した結果、受精率は約 77% という正常な数値であり、胚盤胞期胚への発生も確認することができた。

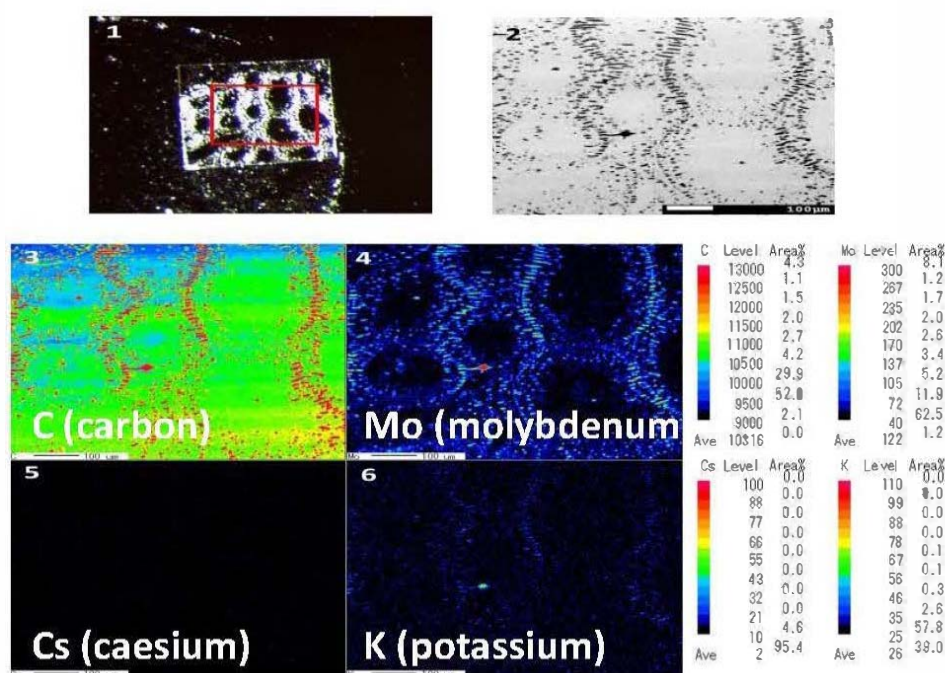


図 2. 精巣組織の EPMA 解析

Yamashiro et al., Scientific Reports, 3, 2850, 2013

3. 被災雄牛から得られた生殖細胞由来の産子作出

生殖細胞やそれに由来する産子の発育や突然変異等に及ぼす影響を解析することを目的として、2011年9月および2013年2月、旧警戒区域内の牛から得られた精子について、体外受精により作出した受精卵移植、および凍結精子を用いて人工受精を行い、これまで5頭の産子を得た。特記すべきことに、産子の外貌に異常は認められず、筋肉中の放射性物質の線量は検出限界以下であった。

現在、旧警戒区域内で被災した雄牛とそれら次世代の産子において、全ゲノムエクソソンのどの領域に変異が入るのか？特定の塩基に変異が入るのか、あるいはランダムに入るのか？生殖細胞の変異が、次の世代へと受け継がれるのか？などについて明らかにすることを目的として解析を行っている。



図3. 被災牛精子由来の仔牛

4. おわりに

産業動物である家畜において長期に亘る放射線被ばくが生殖機能に与える影響についての知見は、チェルノブイリ原発事故後に報告があるが、ほぼ不明である。さらに、生殖細胞は、唯一、次世代を残すことが可能な細胞であり、現在、被災家畜から採取した保存生殖細胞の移植試験によって生まれた仔牛に対して、被ばくに伴う影響を更に検証する実験を進めている。事故による放射線長期被ばくが生殖細胞に影響するのか否か、判断するためには次世代の解析など更なる研究が必要である。最後に、これまで実施してきた被災家畜における生殖器官・機能評価の結果では、旧警戒区域内で6ヶ月および2年間内外被ばくした被災雄牛および仔牛において、放射線に関連した継世代影響は認められていない。これらの結果は、第一次産業である福島畜産の復興と食の安全の評価に貢献するひとつの知見になると考える。

5. 謝辞

本研究は、福島県いわき家畜衛生保健所、畜産農家をはじめとした地域住民の方々など多くの人的ご協力とご援助を頂いている。ここに深く感謝したい。本研究は、農林水産省 食品産業科学技術研究推進事業、文部科学省 科学研究費、新技術開発財団の助成で実施したものである。

文献

1. 農林水産省 東京電力福島第一原子力発電所の事故に伴う警戒区域内における家畜の安楽死処分について. http://www.maff.go.jp/j/press/seisan/c_sinko/110512.html
2. 青山 喬 (編) : 放射線基礎医学, 金芳堂 1996 年
3. Cryopreservation of cattle, pig, inobuta sperm and oocyte after the Fukushima nuclear plant accident. Yamashiro H, Abe Y, Kuwahara Y, Fukuda T, Kino Y, Inoue K, Fukumoto M, Kobayashi J, Tong B, Takino S, Yamada T, Sekine T, Isogai E, Fukumoto M. Recent Advances in Cryopreservation. InTech, Croatia, 73-81, 2014.
4. Effects of radioactive caesium on bull testes after the Fukushima nuclear plant accident. Yamashiro H, Abe Y, Fukuda T, Kino Y, Kawaguchi I, Kuwahara Y, Fukumoto Mo, Takahashi S, Suzuki M, Kobayashi J, Uematsu E, Tong B, Yamada T, Yoshida S, Shinoda H, Sato E, Sekine T, Isogai E, Fukumoto M. Scientific Reports. 3, 2850, 2013.
5. Electron probe X-ray microanalysis of boar and inobuta testes after the Fukushima accident. Yamashiro H, Abe Y, Hayashi G, Urushihara Y, Kuwahara Y, Suzuki M, Kobayashi J, Kino Y, Fukuda T, Tong B, Takino S, Sugano Y, Sugimura S, Yamada T, Isogai E, Fukumoto M. Journal of Radiation Research. Impres, 2016.

Effects of radiation exposure on reproductive organ and heritable effects in livestock animals after the Fukushima accident

Yamashiro H¹, Takino S¹, Sugano Y¹, Urushihara U², Suzuki M², Kuwahara K², Abe Y³, Sugimura S⁴, Kobayashi J⁵, Fukuda T⁶, Kino Y⁷, Shinoda H⁸, Isogai E⁶ and Fukumoto M²

¹Faculty of Agriculture, Niigata University, ²Institute of Development, Aging and Cancer, Tohoku University, ³Research Center for Protozoan Diseases, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine, ⁴Institute of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, ⁵School of Food, Agricultural and Environmental Sciences, Miyagi University, ⁶Graduate School of Agricultural Science, ⁷Graduate School of Science, ⁸Graduate School of Dentistry, Tohoku University

Here, we will report the effects of radiation exposure on reproductive organs and the heritable effects in livestock animals abandoned in the ex-evacuation zone, which is a 20-km-radius area surrounding the Fukushima Nuclear Power Plant.

E-mail of Yamashiro H: hyamashiro@agr.niigata-u.ac.jp

被災ウシの血漿生化学検査による被ばく影響評価

漆原佑介^{1,2}、川角浩³、平川泰子³、遠藤暁⁴、関根勉⁵、木野康志⁶、林剛平²、
桑原義和²、鈴木正敏²、福本基²、山城秀昭⁷、阿部靖之⁸、福田智一⁹、小林仁¹⁰、
磯貝恵美子⁹、篠田壽¹¹、新井敏郎³、福本学²、

¹放射線医学総合研究所、²東北大学加齢医学研究所、³日本獣医生命科学大学獣医学部、
⁴広島大学院工学研究院、⁵東北大学高等教養教育・学生支援機構、
⁶東北大学院理学研究科、⁷新潟大学農学部、⁸帯広畜産大学原虫病研究センター、
⁹東北大学院農学研究科、¹⁰宮城大学食産業学部、¹¹東北大学院歯学研究科

1. はじめに

2011年3月に起こった東京電力福島第一原子力発電所（福島原発）事故により、環境中に多量の放射性物質が拡散した。原発周辺地域には多くの牧場が存在したが、日本政府が4月22日に半径20km圏内を警戒区域に指定して立ち入りを禁じたため、域内で飼育されていた家畜が取り残された。被災動物の包括的線量評価事業[1]では、この20km圏（旧警戒区域）内に取り残された約300頭のウシ及び約60頭のブタから血液、組織のサンプリングを行い、これまでに放射性物質の濃度測定結果や生殖組織への影響について報告している[2,3]。旧警戒区域内に取り残されたウシやブタは長期間低線量の放射線にさらされていることから、ウシやブタを用いた解析から低線量被ばくによる生物影響の解明につながることを期待される。

活性酸素種は放射線と水分子の反応によって生じることが知られている。発生した活性酸素種はDNAやRNA、タンパク質、脂質などの生体分子を損傷することから、生体内には抗酸化システムがあり、放射線抵抗性に関与していると考えられる。スーパーオキシドジスムターゼ(SOD)やグルタチオンペルオキシダーゼ(GPx)といった抗酸化酵素が活性酸素種を除去する働きを持つ。これまでに、病院で勤務する放射線技師における抗酸化酵素や生体分子の酸化レベルの解析によって、極低線量の放射線被ばくにおいても酸化ストレスが上昇し、抗酸化能が変動していることが報告されている[4]。

本報告では、旧警戒区域で捕獲されたウシから採取した末梢血の酸化ストレスマーカーを含めた血漿生化学検査結果について、また各個体の捕獲時における内部被ばく線量率、外部被ばく線量率を評価し、被ばく線量率と各生化学検査値との相関解析の結果について報告する。

2. 旧警戒区域群と対照群との血漿生化学検査値の比較

旧警戒区域内で捕殺されたウシ約300頭のうち、新鮮な末梢血由来の血漿を単離できた約50頭（旧警戒区域群）について血漿生化学検査を行った。また、乳酸脱水素酵素（LDH）には5つのアイソザイムが知られていることから、それぞれのアイソザイム割合についても解析した。酸化ストレスマーカーとして、活性酸素種であるスーパーオキシドラジカルアニオンを過酸化水素へと変換するSODと、過酸化水素を水へと分解するGPxの酵素活性を、さらに脂質の最終酸化物であるマロンジアルデヒド(MDA)の血漿中存在量を定量した。非照射対象群については、宮城県内牧場で飼育されたウシ（宮城群）および山口県内牧場で飼育されたウシ（山口群）から採血し、上記各検査項目について解析を行った。

旧警戒区域群、宮城群、山口群の検査結果を比較したところ、旧警戒区域群においてアルカリフォスファターゼ、LDH-1、-2、-3、クレアチニン、不飽和遊離脂肪酸、MDA、GPxの値が宮城群、山口群両方と有意な差を示した。しかし、宮城群と山口群においても多くの検査項目で有意差がみられた

ことから、低線量被ばくではなく生育環境の違いが検査値の有意な差をもたらしていることが示唆された。

3. 被ばく線量率評価

我々がサンプリングを行った旧警戒区域群は、牧場飼育のウシとは異なり旧警戒区域設定後に、区域内を自由に移動することのできた「離れウシ」であるため、生育環境が宮城群、山口群と比べて大きく異なる。したがって、宮城群、山口群の検査値と比較して有意な差のあった項目について単純に低線量被ばくによる影響であると結論付けることはできない。そこで、個々のウシについて捕獲地点の座標情報、体内放射性セシウム濃度よりそれぞれ外部被ばく線量率、内部被ばく線量率を評価した。ウシの行動履歴については明らかでないことから積算の被ばく線量を評価することができないため、それぞれのウシの被ばく線量率と血漿生化学検査値の相関解析を行った。

外部被ばく線量率評価については文部科学省が公開する土壤中放射性セシウム濃度の 2km メッシュデータ[5]を利用し、SAGA-GIS[6]を用いて汚染マップを作製した。作製したマップより Endo ら(2012) [7]の報告と同様の方法で捕獲地点周辺の土壤中放射性セシウム濃度を計算し、ICRP108[8]に記載されたシカの換算係数より放射性セシウムからの外部被ばく線量率を評価した。内部被ばく線量率については体内放射性セシウムからのガンマ線及びベータ線の線量率を評価した。ウシにおける体内各臓器の放射性セシウム濃度の測定より骨格筋中放射性セシウム濃度が最も高い値を示すことが明らかとなっている[2]。そこで、骨格筋中放射性セシウム濃度と ICRP108[8]に記載されたシカの換算係数を用い、捕獲時の体内放射性セシウムからの内部被ばく線量率を評価した。

4. 生化学検査値と被ばく線量率との相関解析

上記方法で計算した旧警戒区域群の内部被ばく線量率、外部被ばく線量率は、平均値でそれぞれ約 15 μ Gy/日、約 30 μ Gy/日、内部と外部を合わせた総被ばく線量率の平均値は約 40 μ Gy/日となった。血漿生化学検査値について内部、外部、総被ばく線量率との相関解析を行ったところ、アラニンアミノ基転移酵素、LDH-2、-3、は内部、外部、総被ばく線量率と正の相関が、LDH-1 は内部、外部、総被ばく線量率とは負の相関がみられた。MDA、SOD は内部被ばく線量率と正の相関を示し、GPx は内部被ばく線量率との負の相関を示したが、これらの酸化ストレスマーカーは外部被ばく線量率とは顕著な相関がみられなかった。これら内部被ばく線量率もしくは総被ばく線量率に対して相関を示した血中物質は、宮城群、山口群の検査値と比べて、旧警戒区域群のアラニンアミノ基転移酵素、LDH-2、-3 は有意に低い値を、LDH-1 は有意に高い値を示した。旧警戒区域群アラニンアミノ基転移酵素は肝臓状態の指標となることが知られている。また、LDH アイソザイムは各組織中の割合が異なり、LDH-2、-3、-4 は肺や白血球中に多く存在することが知られている。したがって、旧警戒区域群ではこれらの組織に顕著な組織学的な異常はないが、被ばく線量率と比例した何らかのストレスにさらされていることが示唆された。

内部被ばく線量率との相関がみられた全ての検査値について、外部被ばく線量率との相関係数は内部被ばく線量率との相関係数よりも低く、外部被ばく線量率に相関しないものもあった。被災ウシは捕獲されるまで自由に移動可能であり、外部被ばく線量率は捕獲地点により大きく異なる。

MDA、SOD は内部被ばく線量率と正の相関を示したが、GPx は負の相関を示した。いずれも抗酸化酵素として酸化ストレスの軽減のために働くことから、内部被ばく線量率の上昇にともなう酸化ストレスの増加がこれらの酸化ストレスマーカー値の変化をもたらしている場合、GPx の解析結果は矛盾した結果となる。これまでに報告されている放射線業務従事者の血液中酸化ストレスマーカーの検査においても同様に矛盾した報告が存在する。これらの矛盾には、放射線への適応応答が関わってい

る可能性が考えられる。事前に低線量放射線にさらされることで適応応答が誘導され、後の高線量被ばくに対してより高い放射線抵抗性を示すことが知られている。適応応答の一例として、マウスの実験において、22mGy/日の放射線に長期間被ばくした場合、23 日間の照射によって抗酸化酵素であるカタラーゼ活性と SOD 活性が非照射コントロールに比べて有意に増加したが、40 日、60 日と続けて照射し続けるとこれらの酵素活性はコントロールレベルまで低下することが報告されている[9]。したがって、被災ウシにおいて慢性低線量放射線被ばくによって適応応答が誘導され、その結果 GPx と内部被ばく線量率の負の相関をもたらしているのかもしれない。

5. まとめ

本報告では、旧警戒区域内に取り残されたウシ約 50 頭の血漿生化学検査と内部、外部被ばく線量率評価を行い、いくつかの血漿生化学検査値と被ばく線量率に相関がみられた。被災ウシが、内部被ばく線量率と相関する何らかのストレスにさらされていることが示唆されるが、慢性低線量被ばくが直接的に関わっているという結論には至っていない。今後は、他の酸化ストレスマーカーの解析や他の動物種における解析が必要である。

文献

1. Takahashi S, Inoue K, Suzuki M, Urushihara Y, Kuwahara Y, et al. (in press) Comprehensive dose evaluation project on animals affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: Its setup and progress. *J Radiat Res*.
2. Fukuda T, Kino Y, Abe Y, Yamashiro H, Kuwahara Y, et al. (2013) Distribution of artificial radionuclides in abandoned cattle in the evacuation zone of the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *PLoS One* 8: e54312.
3. Yamashiro H, Abe Y, Fukuda T, Kino Y, Kawaguchi I, et al. (2013) Effects of radioactive caesium on bull testes after the Fukushima nuclear plant accident. *Sci Rep* 3: 2850.
4. Eken A, Aydin A, Erdem O, Akay C, Sayal A, et al. (2012) Induced antioxidant activity in hospital staff occupationally exposed to ionizing radiation. *Int J Radiat Biol* 88: 648-653.
5. MEXT – Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. (2011) Map of Radiocesium in Soil. <http://www.mext.go>.
6. Cimmery V. (2007-2010) SAGA User Guide, Updated for SAGA Version 2.0.5.
7. Endo S, Kimura S, Takatsuji T, Nanasawa K, Imanaka T, et al. (2012) Measurement of soil contamination by radionuclides due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and associated estimated cumulative external dose estimation. *J Environ Radioact* 111: 18-27.
8. ICRP – International Commission on Radiological Protection. (2008) Publication 108: Environmental Protection – the Concept and Use of Reference Animals and Plants. *Annals of the ICRP*, vol. 38. International Commission on Radiological Protection.
9. Otsuka K, Koana T, Tauchi H, Sakai K (2006) Activation of antioxidative enzymes induced by low-dose-rate whole-body gamma irradiation: adaptive response in terms of initial DNA damage. *Radiat Res* 166: 474-478.

Investigation of plasma biomarker levels in cattle after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident.

Yusuke Urushihara^{1,2}, Koh Kawasumi³, Yasuko Hirakawa³, Satoru Endo⁴, Tsutomu Sekine⁵, Yasushi Kino⁶, Gohei Hayashi², Yoshikazu Kuwahara², Masatoshi Suzuki², Motoi Fukumoto², Hideaki Yamashiro⁷, Yasuyuki Abe⁸, Tomokazu Fukuda⁹, Jin Kobayashi¹⁰, Hisashi Shinoda¹¹, Emiko Isogai⁹, Toshiro Arai³ and Manabu Fukumoto².

¹Fukushima Project Headquarters, National Institute of Radiological Sciences, ²Institute of Development, Aging and Cancer, Tohoku University, ³School of Veterinary Medicine, Nippon Veterinary and Life Science University, ⁴Graduate School of Engineering, Hiroshima University, ⁵Institute for Excellence in Higher Education, Tohoku University, ⁶Department of Chemistry, Tohoku University, ⁷Faculty of Agriculture, Niigata University, ⁸Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine, ⁹Graduate School of Agricultural Sciences, Tohoku University, ¹⁰Graduate School of Dentistry, Tohoku University

We analyzed plasma biomarker levels from above fifty cattle that were euthanized in the ex-evacuation zone set within a 20-km radius of Fukushima nuclear power plant (FNPP). The levels of several plasma components containing oxidative stress markers were correlated with internal dose rate in the cattle in the ex-evacuation zone. Therefore, biochemical changes in the plasma may reflect low-dose rate radiation exposure in the cattle in the ex-evacuation zone of the FNPP accident.

E-mail of Urushihara Y: y-urushihara@idac.tohoku.ac.jp

肉用牛の血液、及び筋肉における放射性セシウムの生物学的半減期

鈴木正敏¹、鈴木秀彦²、石黒裕敏²、木野康志³、漆原佑介¹、齊藤陽介²、渡邊智²、
小堤知行²、曾地雄一郎⁴、西清志⁴、安彦亮¹、鷲尾亮太¹、桑原義和¹、沼辺孝²、
関根勉⁵、福本学¹

¹ 東北大学加齢医学研究所、² 宮城県畜産試験場、³ 東北大学理学研究科、⁴ 宮城県仙台家畜保健衛生所、⁵ 東北大学高等教養教育・学生支援機構

【はじめに】

東京電力福島第一原子力発電所（福島原発）事故に関連して、放射性セシウムの体内動態が関心事となっている。放射性セシウムが筋肉へ多く蓄積することは知られていたが、筋肉内動態の詳細について明らかにすべき点が残されている。本研究では、放射性セシウムを含む汚染粗飼料を継続的に摂取する肉用牛の体表面から筋肉部位を NaI 検出器で測定（生体測定）し、計数率（cps）の経日変化によって筋肉内動態を個体ごとに解析した。さらに、血液中の放射性セシウム濃度（Bq/kg）をゲルマニウム検出器で測定し、血中動態と筋肉内動態を比較した。

給与スケジュールは、最初に汚染粗飼料を約 60 日給与した後、放射性セシウムを含まない清浄飼料へと切り替えた。生体測定は頸部筋肉（ネック）と腰部筋肉（ランイチ）を対象とし、採血と同じ日に行った。血中放射能濃度の上昇期、定常期、下降期の各時期に解剖を行い、それぞれの筋肉に含まれる放射性セシウム濃度をゲルマニウム検出器で測定した。

解剖で得られたネックやランイチの放射性セシウム濃度は、それぞれの生体測定値と正の相関を示したことから、飼養中の肉用牛で筋肉内放射性セシウム動態を観測できる体制を構築した。血中放射能濃度に対する生体測定値は、汚染粗飼料給与時よりも清浄飼料給与時で高くなることが示されたことから、放射性セシウムの摂取状況が筋肉と血液中の放射性セシウム濃度の相関に影響を及ぼす一因であることが明らかとなった。清浄飼料へ切り換えた後の放射性セシウム濃度の減衰から求められる生物学的半減期の平均値は、血液では肉用牛の年齢に関係なく約 2 週間、筋肉では仔牛で約 20 日、廃用牛で約 35 日となり、加齢に伴って長期化する事が示された。本研究より、筋肉中の放射性セシウム動態を個体ごとに、非侵襲的な方法で評価できる生体測定系を確立した。

【背景】

放射性セシウムは体内に広く分布し、長期被ばくの原因となる。特に筋肉へ蓄積することが知られており、放射性セシウムの筋肉内動態は重要な知見となる。しかしながら、血液や排泄物と比べて筋肉の採取は難しく、筋肉内の放射性セシウム動態の知見は血中動態と比べてそれほど多くはない。これまで得られた筋肉内動態の知見は、異なる動物個体から定期的に筋肉を採取し、解析されてきた。しかしながら、福島原発事故で問題となる低濃度放射性セシウムに関しては個体差の影響が計測結果に大きく反映されるために、個体ごとの動態解析を可能とする手法が必要となる。筆者らのグループを含めて、福島原発事故後に旧警戒区域内で放射性セシウムを摂取した牛の体内汚染分布が報告されてきた(1-4)。その結果、血液や尿中の放射性セシウム濃度と筋肉中放射性セシウム濃度に高い正の相関が認められたことから、血液や尿を利用した筋肉内動態解析の可能性が示唆されている。

福島原発事故後に、旧警戒区域以外の牛が放射性セシウムを摂取した事例が生じた。大気中で拡散した放射性セシウムが旧警戒区域から離れた地域で降下した際に家畜飼料となる稲わらを汚染し、この稲わらを給与された肉用牛の牛肉から放射性セシウムが検出された。このため厚生労働省は肉類の放射性セシウムに関する暫定規制値を 500 Bq/kg と定め、これに伴い農林水産省では 2011 年 8 月 1 日

に家畜牛用飼料に含まれる放射性セシウムの暫定許容値を 300 Bq/kg と設定した。この際、1 年以上出荷をしない事を条件として、3,000 Bq/kg までを暫定許容値とする特例も出された。この特例は、牛肉に蓄積した放射性セシウムを体外に排泄する十分な期間を設けた事による措置となる。現在では、一般食品に含まれる放射性セシウムの基準値が 100 Bq/kg へ変更されたことに伴い、飼料中の暫定許容値も 100Bq/kg へと変更され、特例措置は設けられていない。このような経緯において、食肉産業においては放射性セシウムの摂取量と筋肉への蓄積、及び蓄積した筋肉からの排泄速度などの知見が必要とされていた。

放射性物質汚染対策特別措置法により、8,000 Bq/kg 以下の放射性セシウム汚染は一般廃棄物と同様の取り扱いとなったが、汚染稲わらの保管は現在でも続いている。本研究では、保管されている汚染稲わらを継続的に肉用牛へ給与した後に放射性セシウムを含まない清浄飼料へと切り換え、全期間を通じて筋肉内動態を調べた。筋肉内動態は、頸部筋肉 (ネック) と腰部筋肉 (ランイチ) を体表面から NaI 検出器で測定した計数率を用いて検討した。また、採血後にゲルマニウム検出器で血中放射能濃度を測定し、筋肉と血液動態の比較を行った。本研究では、個体ごとに筋肉内動態を解析する手法を検証し、個体ごとに低濃度放射性セシウム摂取後の筋肉内動態と血中動態を明らかにする事を試みた。

【方法】

(給与試験スケジュール)

血中放射能濃度が検出限界以下の黒毛和種で、仔牛 6 頭 (月齢 7 ヶ月)、育成牛 1 頭 (2 歳)、廃用牛 8 頭 (7-18 歳) で給与試験を行った。放射性セシウムを含まない輸入飼料チモシーを 1 週間以上給与し、対照期間とした。1 日ごとの飼料給与量を対照期間中に調整した結果、仔牛で 3 kg、育成牛で 6 kg、廃用牛で 8kg とした。対照期間後に引き続き、予め放射性セシウム濃度を測定した汚染粗飼料を平均 60 日間継続的に肉用牛へ給与した。複数のサイレージラップを使用する場合には放射性セシウム濃度が高くなる給与順に設定することで、汚染粗飼料給与期間中に体内放射性セシウム濃度が安定的に増加する給与計画を立てた。汚染粗飼料給与後に清浄飼料であるチモシーへ切り換え、体内からの放射性セシウム排泄過程の検討に供した。給与試験終了後に肉用牛をと畜・解剖し、得られた頸部 (ネック) 及び腰部 (ランイチ) 筋肉に含まれる放射性セシウム濃度 (Cs-137+Cs-134) をゲルマニウム検出器で計測した。仔牛、廃用牛試験では汚染粗飼料給与後平均 22 日目と 56 日目、及び清浄飼料へ切り換え後においては仔牛試験で平均 19 日目、廃用牛試験では平均 9 日目と 37 日目にそれぞれ解剖を行った。仔牛試験では 6 頭同時に試験を開始し、各設定時期で 2 頭ずつ解剖を行った。廃用牛試験は 4 頭ずつ、2 期に分けて行い、各設定時期で 1 頭ずつ解剖した。育成牛試験では清浄飼料切り換え後に血中放射能濃度が検出限界以下になった時点で解剖を行った。

(生体測定)

3 インチ NaI 検出器で飼養中肉用牛の筋肉部分を体表面から測定する方法を生体測定とした。得られた計数率の変化から筋肉内動態を解析した。検出部分の側面に鉛シートを 1 cm 厚に巻き付けて、自然放射線を遮蔽した。ネックとランイチを測定対象とし、測定時間を 30 秒とした。ネックは右側を 2 回測定した平均値、ランイチは左右 1 回ずつ測定した平均値を算出した。陰性対照として水を充填させたポリタンクで水ファントムを作成し、地表から 110cm の高さで 30 秒間の計測を 5 回行い、平均値を算出した。生体測定は給与試験期間を通じて、毎週 2 回行った。

(血中放射能濃度の測定)

生体測定実施日に頸静脈から約 100 ml 採血し、ゲルマニウム検出器を用いて放射性セシウム濃度

を算出した。Cs-137 はゲルマニウム検出器の測定で 662 keV 付近の計数結果から算出した。血液試料における Cs-134 濃度は、算出した Cs-137 濃度と採血日における Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度比から算出した。本研究では、2011 年 3 月 11 日における放射能濃度比を 1 とした。汚染粗飼料中の放射性セシウム濃度が低く、さらに放射性セシウムの血液への移行が他臓器に比べて少ないために、Cs-134 の計測精度を十分に確保できない事が懸念された為、Cs-134 濃度を Cs-137 濃度から算出した。

【結果と考察】

(生体測定計数率と天候影響)

生体測定を牛舎内の同一地点で毎週 2 回行い、同時に、生体測定の陰性対照として水ファントムを計測した。水ファントムの測定を約 2 年半継続した結果、測定期間における計数率の最大値は 125.5 cps、最小値は 82.8 cps、中央値は 100.0 cps であり、時間経過とともに減少する傾向が観察された。ただ、直近の測定値よりも 10 cps 以上の増減を示す日があり、同様の变化は水ファントムを使わない環境測定でも確認された。計数率を測定日の天候ごとに分類すると、降雨雪日に測定した計数率が直近の測定値よりも高くなり、5cm 以上の積雪日に計数率が低くなる傾向が見いだされた。降雨雪日に測定した結果でも測定日直近と類似した計数率が計測された日があり、かつ、短時間に激しい雨が降った日の計数率が著しく増加していた事から、計数率の増加には降雨雪量が関係していると考えられる。天候影響は原子力発電所周辺の空間線量率連続モニタリングでも観察されており、空間線量率の上昇・下降と降雨雪・積雪深との関連性が時間単位でよく一致している事が報告されている (5)。特に、降雨雪ではウラン系列核種 ^{222}Rn の娘核種である ^{214}Pb や ^{214}Bi の寄与が大きく、それぞれの半減期は 27 分と 19.9 分である事から降雨雪による計数率の増加は一過性の現象であると考えられる。また、積雪による遮蔽効果では ^{40}K と ^{208}Tl 由来の γ 線が著しく減少することも示されている。

ネックやランイチの生体測定計数率でも、天候の影響を同様に受けていた。そのため、今回報告する生体測定値では各筋肉部位の測定値から水ファントムの測定値を引き、天候影響を除く処理を行っている。

(生体測定計数率と筋肉中放射性セシウム濃度の相関)

福島原発事故後に宮城県内で放射性セシウムに汚染した稲わらを給与試験で利用した。サイレージラップごとに放射性セシウムの汚染にバラつきがあったので、事前に放射性セシウム濃度を測定し、各試験で使用するサイレージラップを選別した。その結果、放射性セシウムに最も汚染していた約 1,200 Bq/kg のラップ 1 個分を育成牛 1 頭へ給与し、血中、筋肉内動態を検討するモデル試験とした。その他、モデル試験より低い放射性セシウムが含まれる汚染稲わらを仔牛と廃用牛に給与し、モデル試験で得られた知見の加齢影響などを検討した。仔牛試験では 650 と 820 Bq/kg の順で、6 頭の仔牛に給与した。廃用牛試験は 4 頭の試験を 2 度にわけて行い、最初の試験では 401 - 444 Bq/kg、2 度目の試験では 471 - 684 Bq/kg の範囲で汚染粗飼料を給与した。

解剖で採材した筋肉内の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) をゲルマニウム検出器で計測し、解剖日直近に NaI 検出器で計測した生体測定計数率 (cps) との相関を調べた。仔牛と廃用牛の測定結果、血中放射性セシウム濃度の上昇期・定常期・下降期に解剖した筋肉の測定結果など、様々な比較要素を含んでいたが、それぞれの測定部位で正の相関を示し、ネックではより強い相関が示された。さらに、筋肉内放射性セシウム濃度が約 20 Bq/kg の低濃度の範囲から強い相関が確認された。すなわち、生体測定は測定対象を制限する事なく、放射性セシウムの摂取から排泄までの全過程において、低濃度範囲から強い相関で筋肉中放射性セシウムを体表面から測定できる方法である事を実証した。このような生体測定の特性によって、筋肉中放射性セシウム動態を個体ごとに計測する妥当性が確認された。ま

た、福島原発事故以降に牛肉の安全性を確保する目的で枝肉に含まれる放射性セシウム検査が行われているが、と畜前に放射性セシウム濃度を推定する検査技術の開発が課題となっていた。一般食品中の放射性セシウム基準値である 100 Bq/kg 以下の汚染を生体測定で計測できたため、食肉分野における生体測定の実用化が期待される (6)。また、基準値以上の放射性セシウムが検出された牛は清浄飼料による飼育直しによって出荷が可能となるが、飼育直し期間中に生体測定を定期的に行う事で、出荷までの適切な時期を把握することで家畜農家の負担が解消される事が期待され、畜産業における生体測定の有用性は高い。

(生体測定計数率と血中放射性セシウム濃度の相関)

生体測定による放射性セシウムの筋肉内動態とゲルマニウム検出器で計測する血中動態との比較を行った。モデル試験の解析結果より、汚染粗飼料給与期間において生体測定計数率と血中放射能濃度は、時間経過に伴ってほぼ等しい増加傾向を示した。生体測定計数率の増加傾向は筋肉部位間で顕著な違いを示さなかったが、汚染粗飼料給与期間終盤になるとランイチの計数率がネックより若干低い値であった。血中放射能濃度に対する生体測定計数率の比は汚染粗飼料を給与した約 60 日間にわたって緩やかに増加し続けたが、血中放射性セシウム濃度は汚染粗飼料給与開始約 30 日以降で増加量が少なくなった。すなわち、血中で放射性セシウムが一定濃度に飽和した後も、筋肉には継続的に放射性セシウムが蓄積し続けたと考えられる。

清浄飼料へ切り換えた後は速やかに血中、及び筋肉中から放射性セシウムが排泄されたが、その速度は血液で最も速く、筋肉からの排泄速度は血液に比べて緩やかであった。また、筋肉間においてはランイチがネックより緩やかに減少しており、筋肉部位ごとに放射性セシウムの排泄速度が異なる可能性が示唆された。血中濃度に対する生体測定計数率の経日変化を調べた場合でも、清浄飼料に切り換えた後は汚染粗飼料給与期間よりもさらにその比が上昇しており、ランイチでより顕著な上昇が見られた。これは、血中からの排泄速度に対して、筋肉からの排泄速度が遅く、さらにランイチの方が緩やかに排泄されている事を反映していると考えられる。以上のように、放射性セシウムの摂取状況が放射性セシウムの筋肉中、及び血中動態に影響を及ぼしていることから、筋肉内動態と血中動態の相関にも影響する可能性が考えられた。

そこで、血中放射性セシウム濃度に対する生体測定計数率の相関を放射性セシウムの摂取状況別に検討したところ、汚染粗飼料給与期間は下に凸の相関を示し、清浄飼料へ切り換えた後は上に凸の相関を示した。このように、生体測定によって筋肉内動態を個体別に測定する事が可能になったことで、放射性セシウムの摂取状況によって血液と筋肉の相関が異なる事が、今回はじめて明らかとなった。仔牛や廃用牛には、モデル試験で使用した放射性セシウム濃度の半分程度となる、低濃度汚染粗飼料を給与したところ、個体差が見られたものの、いずれの条件でも放射性セシウム摂取状況が血中動態と筋肉内動態の相関に影響を及ぼす事が示された。以上の結果より、血中放射能濃度から筋肉内放射能濃度、あるいは筋肉内放射能濃度から血中放射能濃度推定する場合には、放射性セシウムの摂取状況を把握する事が推定精度を高める重要な要素となる事が判明した。

(筋肉中、及び血中放射性セシウムの生物学的半減期)

清浄飼料へ切り換えた後の血中放射能濃度、および生体測定計数率の減少からそれぞれの生物学的半減期を計算した。血中での生物学的半減期は、今回試験を行った全肉用牛の平均で 13.1 日となり、仔牛と廃用牛で顕著な差は見られなかった。筋肉中の生物学的半減期は、仔牛で平均 20.8 日、廃用牛で平均 34.1 日となり、筋肉では年齢に依存して長期化する事が示された。

生物学的半減期は生物種によって異なる事が知られている中で、牛筋肉の生物学的半減期について

は報告が少ない。福島原発事故以前では牛筋肉における Cs-137 の生物学的半減期が 30-50 日と推定されており (7)、さらに福島原発事故発生当初には仔牛で 25-30 日、雄牛で 30-40 日、未経産牛で 50-60 日と公表された。今回計測したネックとランイチの生物学的半減期の範囲は、仔牛 (n=2) 17-26 日、育成牛 (未経産牛、n=1) で 33-39 日、廃用牛 (雌牛、n=2) 23-40 日であった。福島原発事故後に旧警戒区域で放射性セシウムを摂取した牛に清浄飼料を給与すると、血中で 15 日、尿中で 14 日の生物学的半減期となることが報告され (3, 4)、本研究で解析した血中の生物学的半減期と一致していた。この結果は、従来報告されてきた体内放射性セシウムの生物学的半減期よりも短かったため、筋肉の生物学的半減期も公表値から短縮する可能性が高い。

(まとめ)

本研究では筋肉中放射性セシウムを体表面から検出する生体測定システムを確立した。生体測定では、低濃度領域から強い相関をもって筋肉中放射性セシウムを計測できる事を実証した。この結果、動物個体ごとに放射性セシウムの筋肉動態を解析する事が可能となった。また、血中動態との相関が放射性セシウムの摂取状況によって異なる事が明らかとなった。この知見は、血液から筋肉、あるいは筋肉から血液中の放射性セシウム濃度を推定する際に極めて重要な情報になると考えられる。生物学的半減期について、血液では約 2 週間で個体年齢との関連性はなかった。一方、筋肉では仔牛で約 20 日、廃用牛で約 35 日となり、加齢にともなって生物学的半減期が長期化する事が明らかとなった。このように個体ごとの体内放射性セシウムを定期的に解析する事で、その生物学的半減期が従来の知見よりも短くなる事が、福島原発事故以降の筆者らを含めた報告から示唆されている。

【謝辞】

本研究における肉用牛の飼養と生体測定、並びに解剖は宮城県畜産試験場と宮城県仙台家畜保健衛生所との共同研究として行われた。

【参考文献】

1. Fukuda, T., Kino, Y., Abe, Y., Yamashiro, H., Kobayashi, J., Shimizu, Y., Takahashi, A., Suzuki, T., Chiba, M., Takahashi, S., Inoue, K., Kuwahara, Y., Morimoto, M., Shinoda, H., Hiji, M., Sekine, T., Fukumoto, M., Isogai, E. Anim. Sci. J. 86, 120-124, 2015.
2. Fukuda T., Kino Y., Abe Y., Yamashiro H., Kuwahara Y., Nihei H., Sano Y., Irisawa A., Shimura T., Fukumoto M., Shinoda H., Obata Y., Saigusa S., Sekine T., Isogai E., Fukumoto M. PLoS One 8, e54312, 2013.
3. 内田守譜、石川雄治、古閑文哉、高瀬つぎ子、大槻勤. 福島県農業総合センター研究報告 放射性物質対策特集号, 90-93, 2013
4. 伊藤信彦. 日獣会誌 65, 645-652, 2012.
5. Yamazaki, K., Tonouchi, S. and Hashimoto, T., J. Radioanal. Nucl. Chem. 252, 359-366, 2002.
6. 鈴木秀彦、齋藤陽介、渡邊智、沼邊孝. 食肉の科学, 55(2), 181-183, 2014.
7. Gilbert R.O., Engel D.W., Anspaugh L.R., Sci. Total. Environ., 85, 53-62, 1989.

Radioactive cesium in blood and muscle of cattle fed with contaminated food

Suzuki M¹, Suzuki H², Ishiguro H², Kino Y³, Urushihara Y¹, Watanabe S², Saito Y², Kozutsumi T², Sochi Y⁴, Nishi K⁴, Abiko R¹, Washio R¹, Kuwahara Y¹, Numabe T², Sekine T⁵, Fukumoto M¹

¹Institute of Development, Aging and Cancer, Tohoku University

²Miyagi Prefectural Livestock Experimental Station

³Department of Chemistry, Tohoku University

⁴Sendai Livestock Hygiene Center

⁵Institute for Excellence in Higher Education, Tohoku University

We investigated the correlation of internal radiocesium deposition determined by blood monitoring and by surface monitoring on the neck or rump muscle of live-cattle. Blood and muscle radiocesium concentration was measured in a Ge spectrometer. The cattle were fed with radiocesium-contaminated silage, thereafter, with contamination free clean silage. Surface monitoring was suitable for the investigation of radiocesium of live-animal. We further compared surface monitoring data with blood monitoring data and found the different correlation during the feeding with contaminated or contamination-free silage. During the feeding with contaminated silage, radiocesium in muscle and blood was initially increased with similar kinetics. On the other hand, the decrease in the muscle was slower than that in blood after switching to the contamination-free silage. The present study clearly demonstrated the different radiocesium dynamism in blood and muscle.

E-mail of Suzuki M: mashsuzuki@idac.tohoku.ac.jp

放射能汚染地域のため池に棲むコイの健康状態

鈴木 譲
東京大学名誉教授

はじめに

福島第一原子力発電所の事故により拡散した放射性物質は、極めて広範囲な放射能汚染をもたらした。汚染地域から安全な、あるいは比較的汚染の少ない地域に避難することができた人間とは異なり、野生生物はそのまま生息し続けている。健康への影響はないのだろうか。放射性物質は水系にも降り積もり、汚染された土砂や落ち葉も流れ込んだ。そのため水の交換が悪い湖沼やため池では底泥に沈着した放射性セシウムが流出せず、放射線影響が長期間にわたって継続している。その泥から始まる食物網の中で多くの生物が外部被曝、内部被曝を受けているはずである。水の中の生物も何らかの健康影響を受けているのではないだろうか。

さまざまな生物への放射線の影響が懸念される中、筆者は長年魚類生理学・免疫学に携わってきた経験を活かして、ため池のコイの健康状態を調べることにした。川のコイは移動できるためどの範囲に生息していたのかが分からないが、ため池のコイなら一か所にとどまっていることから外部被曝線量は底泥中の放射線量に依存し、内部被曝の原因となる餌条件の個体差も小さいことから放射線影響を調査するのに適しているはずである。筆者はコイを主要な研究材料としてきたことからその免疫組織や白血球について熟知しているが、従来の研究で用いたコイはいずれも養殖場から購入したものなのであり、野生状態のコイとの単純な比較はできず、適切な対照の設定がなにより重要である。

調査は2013年8月と2014年8～9月に行なった。福島県内、および比較対照として栃木県のため池で採集したコイの白血球数の算定と免疫関連の組織標本の観察を行ない、筋肉中放射性セシウム量と比較することによりコイの健康状態に及ぼす放射線による影響を評価するのが本調査の概要である。残念ながら2013年に見られた明瞭な傾向は2014年には見られず、明確な結論を得るに至っていない。継続調査がなにより重要であり、本報告は現時点での途中経過である。

<調査方法>

調査地点

調査地点は以下に示す福島県内6カ所と栃木県の1カ所であるが、両年にわたって調査することができたのは飯舘村前田と栃木県芳賀町のみであった。各地点は地図上に示し（図1）、略号に調査年を添えて表している。なお、長泥はすぐ近くの2カ所の池で調査を行なった。

MD13, 14: 飯舘村前田、KM13: 飯舘村小宮、WD13: 飯舘村蕨平、NG14: 飯舘村長泥、MS14: 南相馬市原町区、KW14: 川内村、TG13, 14: 栃木県芳賀町

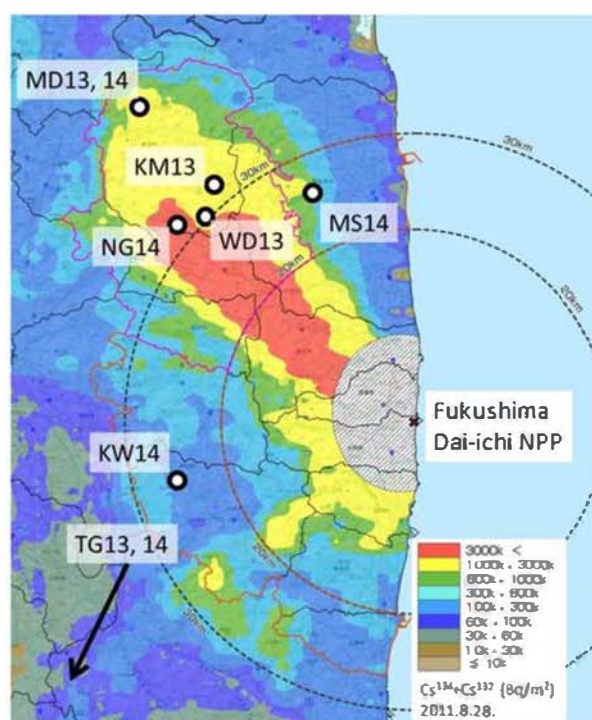


図1 文部科学省が公表している福島第一原発からのセシウム降下量の地図上に表示した調査地点。

調査方法

コイは釣りにより採集した。ただちにキナルジン溶液にて麻酔し、体重、体長を測定した後、ヘパリン処理した注射器で尾部血管から採血した。血液を生理塩類液で希釈して血球計算盤を用いて検鏡し、 1mm^3 あたりの赤血球数を求めた。また白血球観察用に塗抹標本を作製した。

次いで解剖し、組織学的観察用に肝臓、脾臓、腎臓、頭腎を切り出して10%ホルマリンにて固定した。同様に、遺伝子発現解析用に組織をRNAlaterにて固定した。なお遺伝子については九州大学中尾教授により解析中である。残った魚体から筋肉を切り出し、細かく切り刻み、放射性セシウム量測定用に凍結保存した。

各池からのセシウム汚染を把握するため、水1リットルと、深さ5 cmまでの底泥を採取した。

セシウム量測定

コイ筋肉、水、および底泥のセシウム134、137量はNPO法人市民放射能監視センター（ちくりん舎）に依頼し、ゲルマニウム半導体測定器により測定した。底泥については水に懸濁させて沈殿した砂礫を除去した後、風乾してから測定した。また参考までに池岸における空間線量も記録した。

組織標本

ホルマリン固定した各組織はパラフィン包埋の後、薄切し、ヘマトキシリン・エオシン染色を施した。標本作製には東京大学水産実験所の施設を利用した。

白血球数

血液塗抹標本メイ・グリュンワルド-ギムザ染色を施した。顕微鏡で観察し、赤血球5000個に対する、他の血球、すなわち栓球、未熟血球、および白血球（好中球、好塩基球、単球、リンパ球）の合計数を求めた。次に赤血球以外の血球のみに着目し、総数が2000個を超えるまで計数して好中球、好塩基球、単球、リンパ球、栓球、未熟血球の比率を求めた。

<結果と考察>

セシウム量

2013年、2014年の放射線量測定結果は表1にまとめた。なお、セシウム134は半減期が短く、年をまたいで比較は誤差が大きいのでセシウム137の数値のみを掲載した。両年通じて調査ができた飯舘村前田で比較すると、底泥中のセシウム137量は2014年の方がやや高い値を示した。池の中での泥の採取地点や砂礫の除去程度などを考えるとこの差にどのような意味があるかは不明である。その他の地点の数値を見ても底泥中のセシウム量は依然として高レベルにある。特に帰還困難区域に指定されている長泥で極めて高い値を示している他、特定避難勧奨地点指定が解除され、多くの住民が普通に生活している南相馬でも前田より高い値を示していた。一方、原発の西方向にある川内村の池ではかなり低い値を示した。

コイ筋肉中のセシウム137については、前田の値を比較すると2014年は2013年の3分の1ほどに減少している。その他の長泥、南相馬の結果を見ても底泥中のセシウム量と比較して、筋肉中では相対的に低い値となっていることがうかがえる。コイは底近くを泳げば底泥が舞い上がるような池に棲み、餌と共に泥も摂取している。泥に吸着したセシウムは遊離しにくくなることが知られているが、コイの消化管ではどの程度吸収され、どの程度がそのまま排出されているのか、さらなる検討が必要である。

表 1 コイ筋肉中、底泥中のセシウム濃度。筋肉中 Cs total は個体間の平均±標準偏差。

調査地点	空間線量 (μSv/h)	筋肉中セシウム量 (Bq/kg)				底泥中 ¹³⁷ Cs (Bq/kg 乾重)
		個体数	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Cs total	
2013 年						
MD13	2.5	5	402	921	1323 ± 731	8200
KM13	2.5	4	1540	3493	5033 ± 1157	53000
WD13	3.6	5	1818	4168	5986 ± 2619	21000
TG13	0.04	4	3	10	13 ± 5.5	55
2014 年						
MD14	1.5	5	100	328	438 ± 214	12000
NG14	3.3	5	306	1004	1310 ± 532	57000/66000
MS14	0.9	4	243	815	1058 ± 294	38000
KW14	0.2	5	21	69	90 ± 42	4100
TG14	0.03	5	-	6	6 ±	11

組織学的観察

2013 年の調査で最も顕著に見られた変化は、福島の高放射能汚染地域 3 か所の池で採集したコイのすべての個体に、脾臓、腎臓、頭腎のいずれかにマクロファージの集塊であるメラノマクロファージセンター (MMC) の異常な増殖が観察された (図 2-B)。同様に多くの個体で MMC が肝臓や膀胱に認められた。どの組織でどの程度の MMC 発達が見られるかには個体差があったが、池毎に特定の傾向はなく、セシウム蓄積量との関係も認められなかった。一方、栃木のコイにも脾臓、腎臓、頭腎には MMC が見られたが、その発達程度はわずかであり、通常の養殖コイと変わりがなかった (図 2-A)。肝臓や膀胱に MMC が見られた個体はなかった。MMC は正常な養殖コイにも見られるが、栃木のコイもほぼ同様であり 正常な状態と考えられる。

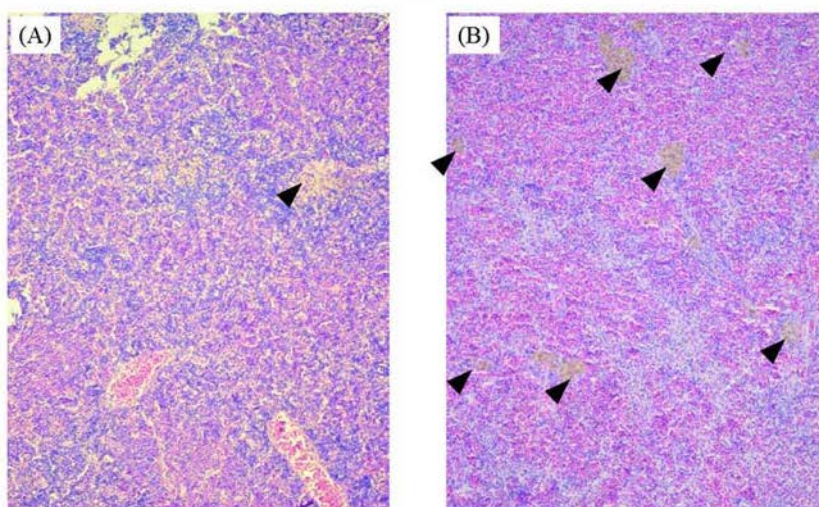


図 2 栃木 (A)、福島 (B) におけるコイの組織標本。福島のコイではマクロファージの集塊 (矢頭) の発達が顕著であった。パー = 100 μm 。

その他、脾臓において組織崩壊に起因すると思われる黒色微細顆粒の蓄積が3か所の池で各1個体に認められた。また肝細胞の委縮、配列の乱れも各池に複数個体で認められた。これらの組織像は栃木の個体には認められず、セシウム蓄積量との関係も認められなかった。

2014年になると結果は全く異なり、栃木県においても異常所見が高い率で認められた。MMCの発達はすべての個体で認められ、黒色微細顆粒の蓄積や肝細胞の異常も見られた。栃木におけるこうした変化が何によるものかは明らかではないが、2013年にはほとんど検出できなくなっているほどの事故後の低線量初期被曝による影響が3年を経て現れた可能性も考えられる。栃木の調査地点は福島第一原発から130 km程の距離にあるが、放射性物質の降下が起こったことは確実である。こうしたことから2015年はさらに離れた地点での調査を実施する予定である。

白血球数

2013年の調査における福島県3つの池のコイと、栃木県のコイの各白血球数の比較を図3に示した。どの白血球も栃木県に比べて福島のコイで低い値を示し、t検定の結果、好中球、単球、リンパ球では有意な差として認められた。条件がほぼ等しい福島の池に絞ってコイ筋肉のセシウム濃度と各白血球の関係を見ると、好塩基球数で負の相関が見られたが、他の血球にはそうした関係が認められなかった。対照として栃木県の1か所の池しか設定できなかったこと、栃木と福島ではセシウム濃度に大きな開きがあってその中間がなかったことから、放射線影響を確認することができなかった。

2014年には汚染の低い地点として前年と同じく栃木県の1か所では採集できなかったが、様々な汚染段階の地点を設定することができた。セシウム¹³⁷濃度と血球数との関係を図示し、2013年の結果と合わせて図4に示した。一見して明らかなように、2014年ではどの血球もセシウム濃度との明瞭な関係は認められず、特にセシウム濃度の低い栃木では2013年より減少していて、福島との差が認められなくなった。組織学的観察と同様、白血球数についても栃木のコイには事故後の低線量初期被曝による影響が3年を経て現れた可能性が考えられる。今後、さらなる検証を続ける予定である。

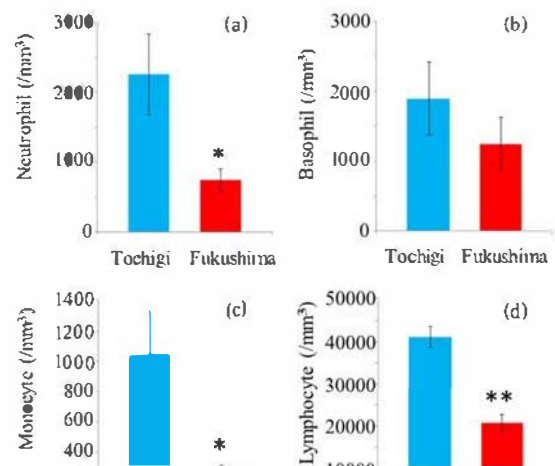


図3 福島県と栃木県におけるコイの各白血球数の比較(2013年)。バーは標準偏差。

**, $p < 0.01$; *, $p < 0.05$.

結論

過去2年間の調査により、福島事故後の放射能汚染により、ため池に生息するコイは免疫器官や白血球数の異常により健康を害している可能性が示されたが、対照が1か所しか設定できておらず、結果は明瞭でない。さらに確実なことが言えるまで調査を継続しなければならない。

放射能汚染は生物の種ごとに様々な形で影響を与えていると思われる。ため池など水域の複雑な生態系がそれによりどのような変化を生じてしまうのか、多角的に検証していくことが重要である。

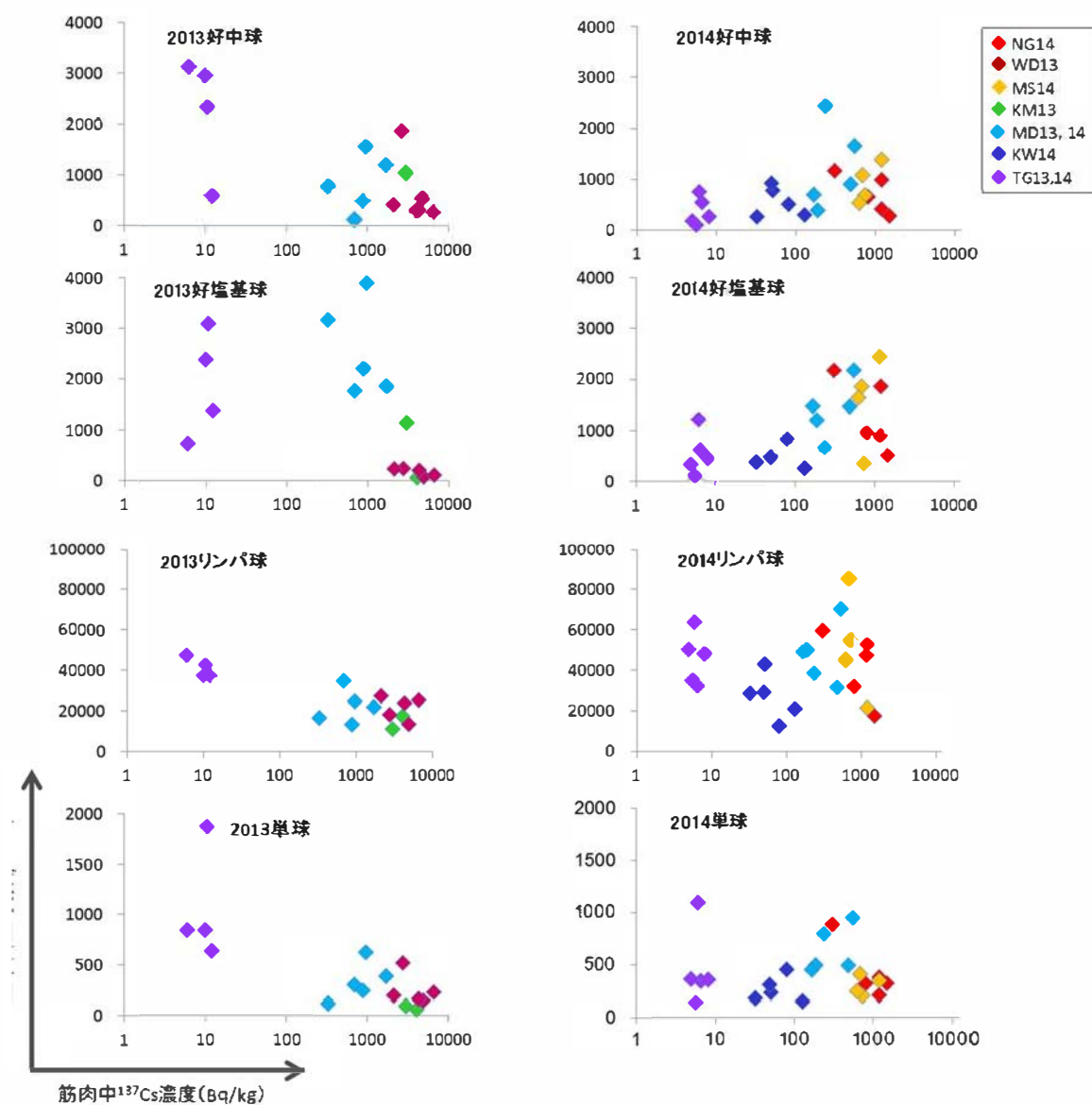


図4 コイ筋肉中のセシウム濃度と各白血球数との相関図.

Influences of radiation on carp from farm ponds in Fukushima

SUZUKI, Yuzuru

Professor Emeritus, the University of Tokyo.

Abstract

A massive release of artificial radionuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant caused radioactive contamination of farms as well as aquatic products. Carp in small ponds of highly radio-contaminated area of Fukushima Prefecture, have been stuck in the ponds since the accident, which might have caused health problems of the fish. Therefore, I investigated the health condition of the carp in order to elucidate the effects of radiation.

In 2013, blood neutrophil, monocyte and lymphocyte counts in the carp from three ponds in Fukushima were fewer than those from a non-polluted pond in Tochigi Prefecture. Histological observations showed abnormal hyperplasia of macrophage in spleen, kidney, liver and pancreas of carp in Fukushima. These results are likely to show the depressive effects on carp health by radiation in Fukushima. However in 2014, carp in Tochigi also showed reduced leukocyte counts and abnormal hyperplasia of macrophage in immune tissues, showing no symptoms which correlate with internal cesium concentration. Further research is now conducted to prove the effects of radiation on carp.

E-mail of Suzuki Y: yuzuru.suzuki@xui.biglobe.ne.jp

放射線被曝がヤマメ血液性状に与える影響

原将樹¹・川田暁²・榎本昌宏³・富谷 敦³・渡邊昌人³・

森下大悟²・泉茂彦²・中嶋正道¹

¹ 東北大学大学院農学研究科、² 福島県内水面水産試験場

³ 福島県水産試験場

要旨

福島第一原発事故により飛散した放射性物質は福島県阿武隈山地の山林へと降下した。山林に降下した放射性物質は雨などの降水により河川へと流入しており、福島県の河川底質や魚から ^{137}Cs がいまだに検出されている。放射線による急性被曝では細胞新生が早い造血器官などの臓器に影響を与えることが知られている。一方、現在の福島県内河川のような低線量の被曝が長期間継続された場合の影響についての情報は少ないことから、県内の河川で採集されたヤマメにおいて筋肉中の ^{137}Cs 量と血液性状との関係を調べた。

真野川における河川底質中の ^{137}Cs は減少傾向を示したが、請戸川では依然として高いレベルの ^{137}Cs が河川底質中に存在していることが示された。各血液性状と各説明変数間の回帰を調べたところ平均赤血球容積が正の、平均赤血球色素量と平均赤血球色素濃度が負の有意な回帰を示した。このことは筋肉中の ^{137}Cs 濃度の増加に伴い赤血球の容積が増加するものの、色素量が増加していないことを意味している。この現象は放射線被曝が直接的に影響しているものであるかどうかは今のところ不明である。今後、他の所見と共に検証して行く必要がある。

はじめに

一般に組織の放射線感受性は、細胞分裂の頻度の高いものほど、将来行う細胞分裂の数が多いものほど、形態・機能が未分化なものほど高いと言われており(ベルゴニー・トリボンドーの法則)、細胞の寿命が短く、細胞分裂による再生が活発な造血器は比較的影響を受けやすい(独立行政法人放射線医学総合研究所, 2012)。Casaretti(1968)はマウスをはじめとする哺乳動物で放射線の影響を調査している。5~10 Gy の被曝直後、マウスのリンパ球数は照射前の 5% まで低下し、照射後 25 日目においても照射前の 40% を下回ることを示した。赤血球数は照射後 9 日目に低下が始まり、18 日目に 60% を下回る。また、50~250 mGy という被曝実験の線量としては比較的低線量の被曝であっても血球数が変動することを報告している。魚類においてもカトラ(*Catla catla*)における非致死線量の γ 線暴露(^{137}Cs 線源 0.002 Gy/min を用いて 5 Gy まで)で、赤血球中の micronuclei が増加した状態が 90 日目まで継続したとの報告から(Anbumani and Mohankumar, 2012)、血球が放射線曝露に応答性を持つことがわかる。また、神経系に対して毒性のあるサキシトキシンを淡水魚 *Hoplias malabaricus* に摂取させた際 MCH・MCHC が上昇したとの報告や(Silva et al., 2013)、ジメトエート系農薬暴露に対してニジマス(*Oncorhynchus mykiss*)の白血球数・赤血球数・ヘモグロビン量・ヘマトクリット値・MCV・MCH が減少したという報告があり(Dogan and Can, 2011)、魚類の血液性状がストレスに応答性があることが示されている。

しかし、魚類の血液性状はこうした放射線や化学物質などのストレス以外にも水温などの自然な変化によって変動することが知られており(池田ら, 1975)、河川間比較で差がみられたとして必ずしも放射線量の違いとは言いきれない。

そこで福島県河川由来のヤマメの血液性状と宮城県広瀬川での血液性状の変化を 2014 年夏と 2013 年

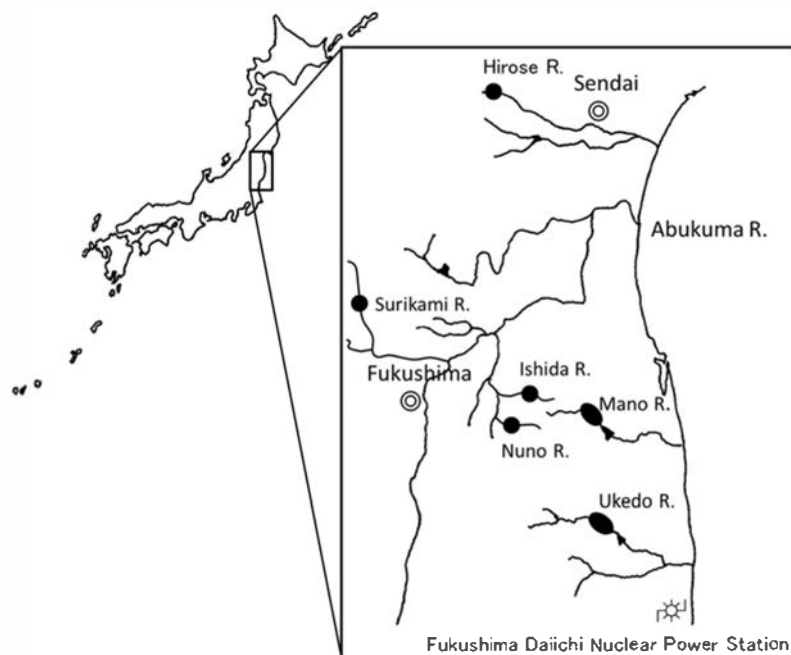


図 1. サンプル採集河川と最終地点

夏に採取されたグループを用いて年齢、季節・年度の間での血液性状の比較を行った。さらに放射線量と血液性状の関連についても解析を行った。

【材料と方法】

サンプル採取

サンプルは 2013 年と 2014 年に阿武隈川、真野川、請戸川の三河川から採集した(図 1)。コントロールとして宮城県広瀬川のヤマメを用いた。各月のサンプル数を表 1 に示す。

表 1. 分析に用いたサンプル

採集年	採集月	事故後経過月数	広瀬川	阿武隈川	真野川	請戸川
2012	Dec.	21		23		
2013	May	26		6		
	Jun.	27		9	3	6
	Jul.	28		8	9	8
	Aug.	29	2		1	6
	Sep.	30		10		
	Nov.	32		9	6	
	Dec.	33		11		
2014	Mar.	36		10		
	Apr.	37		12		
	Jun.	39			15	19
	Jul.	40		14	11	14
	Sep.	42				3
	Oct.	43		9		

血液性状の測定

血液は尾部静脈より採取し、2 日以内に自動血球算定装置 F-820(Sysmex)を用いて赤血球数(RBC)、ヘモグロビン量(HGB)、ヘマトクリット値(HCT)、平均血球容積(MCV)、平均血球ヘモグロビン量(MCH)、平均血球ヘモグロビン濃度(MCHC)、血小板数(PLT)の 7 形質を測定した。

解析

血液性状は安定して採血ができた一歳(1+)以上の個体を用いて測定した。血液性状と他要因との関連を明らかにするために主成分分析を行った。ここから血液性状や ^{137}Cs 濃度が他のどのような測定形質と合成変数としてまとめられるかを調べた。さらに各血液性状を目的変数、他の測定形質を説明変数として重回帰分析を行い血液性状に対して他の測定形質がどのように影響しているかを調べた。主成分分析と重回帰分析は SPSS Ver. 19 を用いた。

放射性セシウム濃度の測定

河川底質については真野川と請戸川から採集し、ゲルマニウム半導体検出器(SEIKO EG&G)を用いて測定した。魚体では内臓を除いた頭部と筋肉部分を測定に用いた。測定は 2000 秒間行い、検出限界以下だった個体は以降の分析から除外した。

【結果と考察】各河川底質中の放射性セシウム濃度の変化を図 2 に示す。真野川および請戸川における河川底質中の ^{137}Cs は依然として高いレベルを示しており、減少する傾向は示さなかった。一方、ヤマメ筋肉中の ^{137}Cs は阿武隈川、真野川で減少傾向を示したが、請戸川では減少傾向は観察されなかった(図 3)。陸上生物からヤマメへの物質の移動経路はおもに昆虫によってもたらされていることが明らかになっている(下田ら 2004)。また、淡水魚では取り込まれたカリウムなどのイオンが排出されにくいことから、カリウムと似た動態を示すセシウム(Cs)も同様の傾向を示すとされている(金子 2014)。これらのことから、これらの河川では河川底質中の ^{137}Cs がドロ粒子などに固着し生物に吸収されにくくなっているのに対して、阿武隈川や真野川ではヤマメが餌とする昆虫類における ^{137}Cs 濃

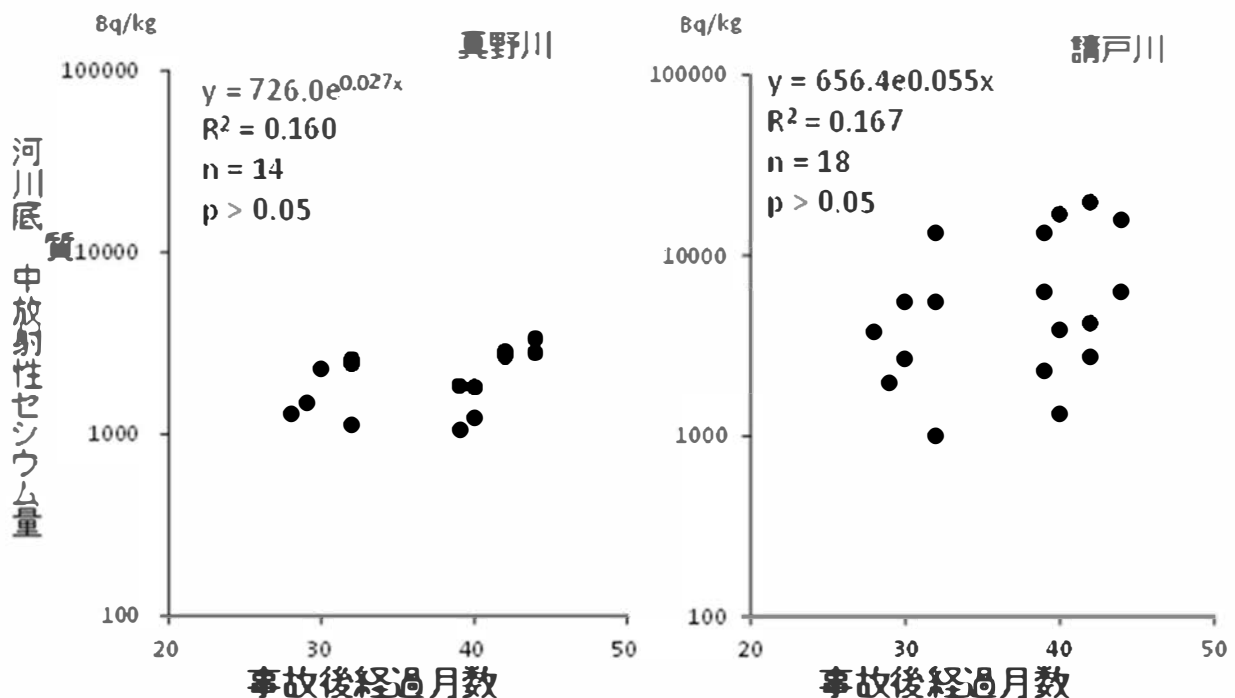


図 2. 河川底質中の放射性セシウムの経時変化

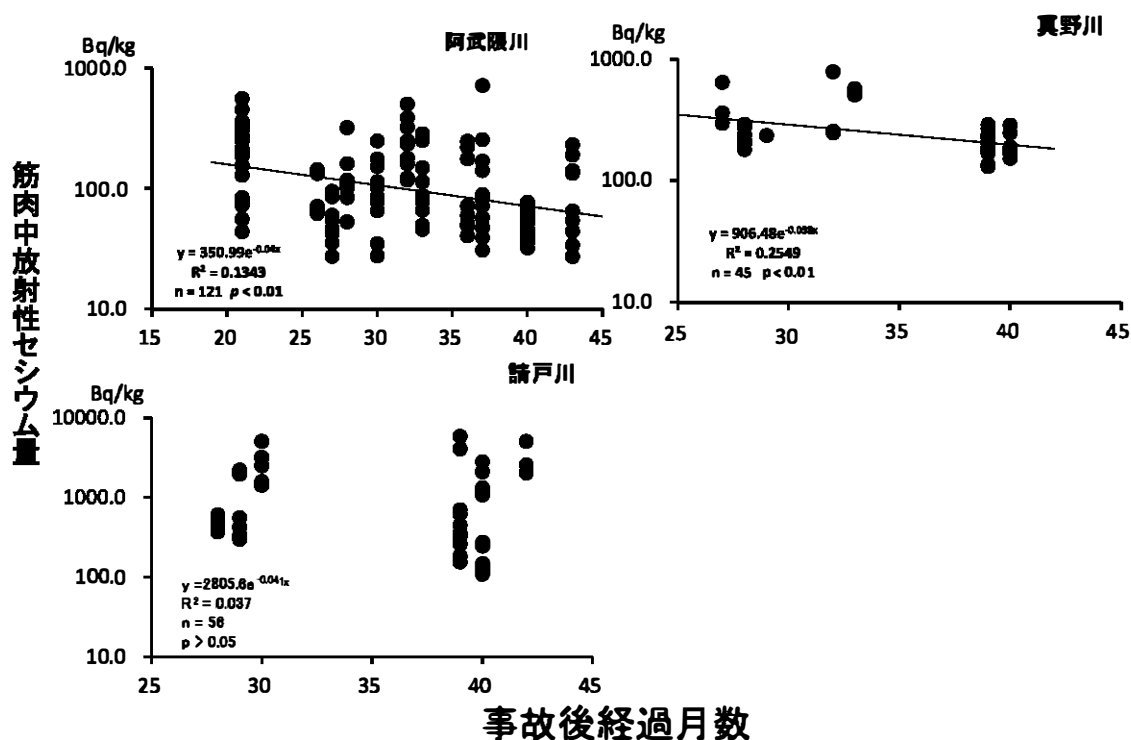


図3. 事故後経過月に伴うヤマメ筋肉中 ^{137}Cs 濃度の変化

度が減少していることにより、ヤマメ体内への ^{137}Cs の取り込みが減少していると考えられる。

主成分分析の結果を表2に示す。主成分分析の結果、三つの主成分が検出された。それぞれの主成分の寄与率は主成分1が38.9%、主成分2が15.2%、主成分3が12.4%であった。主成分1は体長など体サイズに関する形質が主に関与し、主成分2はヘモグロビン量などの血液性状、主成分3は経過時間や ^{137}Cs が関与していた。主成分1は体サイズに関する成分でそれぞれの採集地での体サイズの差異が大きく影響していたため主成分として検出されたものと考えられる。主成分2に血液性状が、主成分3に筋肉中 ^{137}Cs 量が大きく関与していることから、主成分2と主成分3を用いて各個体の主成分得点をプロットした(図4)。右上方向が ^{137}Cs が高く血液が薄く、左下方向が筋肉中 ^{137}Cs が低く、

表2. 主成分分析結果

変数	主成分1	変数	主成分2	変数	主成分3
SL	0.9287	MCH	0.9054	MCV	0.6550
FL	0.9210	MCHC	0.9012	経過月数	0.6482
BH	0.9128	HGB	0.3927	夏	0.6132
BW	0.8951	夏	0.3784	CF	0.3268
HCT	0.7822	CF	0.3335	^{137}Cs	0.3171
RBC	0.7399	BW	0.1563	PLT	0.2690
HGB	0.7275	^{137}Cs	0.1276	BW	0.1753
MCV	0.3222	PLT	0.0694	BH	0.1560
^{137}Cs	0.2790	BH	0.0421	SL	0.0573
春	0.1037	SL	0.0128	FL	0.0415
MCH	0.0815	FL	0.0006	HCT	-0.0359
経過月数	0.0513	経過月数	-0.0148	MCH	-0.0596
MCHC	-0.0746	RBC	-0.1760	春	-0.2825
CF	-0.0888	MCV	-0.1868	HGB	-0.3197
夏	-0.1251	HCT	-0.2234	RBC	-0.3305
PLT	-0.3914	春	-0.4690	MCHC	-0.3575

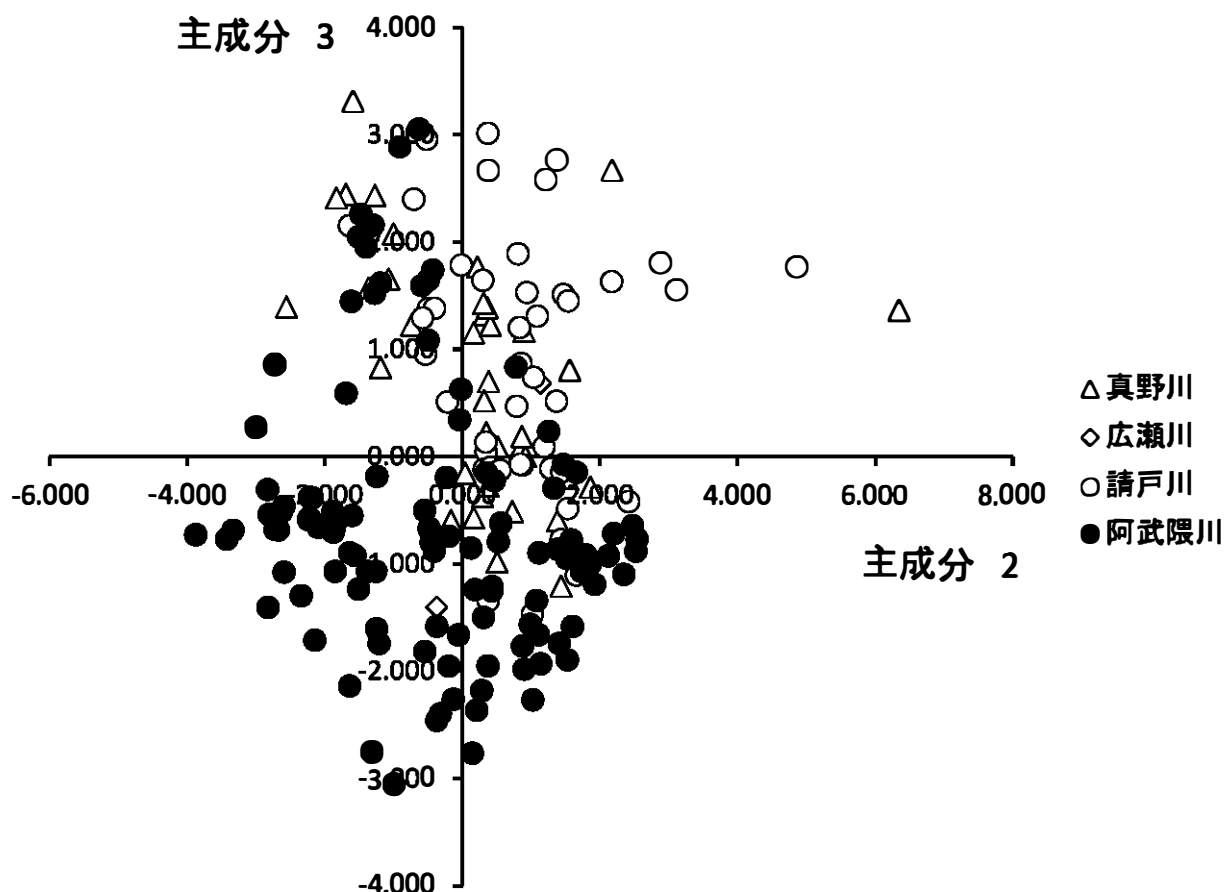


図 4. 主成分 2 と 3 を用いた各河川ごとの主成分得点の分布

血液が濃い状態を示す。阿武隈川が全体として左下、血液が濃く筋肉中 ^{137}Cs が低く、真野川、請戸川が血液が濃く、筋肉中 ^{137}Cs が高い方向にプロットされており、血液性状と筋肉中 ^{137}Cs が影響していることを示している。

各血液性状を目的変数として各血液性状と体重、体長、肥満度などの測定形質、採集河川を説明変数年の回帰を調べたところ、血液性状では平均赤血球容積(MCV)と ^{137}Cs 濃度が正の、平均赤血球色素量(MCH)と ^{137}Cs 濃度、平均赤血球色素濃度と ^{137}Cs 濃度が負の有意な回帰を示した (表 3-表 5)。赤血球数やヘマトクリットと ^{137}Cs 濃度との間に有意な回帰化観察されなかった。MCV は筋肉中の ^{137}Cs 濃度の増加に伴い増加する関係にある一方で、MCH、MCHC は筋肉中 ^{137}Cs 濃度の増加に伴い減少する関係にあることを示した。赤血球の容積が増加するものの、色素量は増加していないことを意味している。Oujifard *et al.* (2015) は実験的に被曝させたニジマスにおいて有意ではないが MCV の増加と MCHC の有意な減少を報告している。この実験の中では RBC や HCT、HGB も有意に減少しており、血液性状全体が悪くなっていた。この原因として Oujifard *et al.* (2015) は脾臓からの Fe の吸収ができなくなっていることによる可能性を指摘している。このような現象はニジマスや大西洋サケにおいて報告されている(Makkula *et al.* 2006; Jokinen *et al.* 2008)。これらの現象は 40 Gy の放射線(γ 線)の被曝により生じていることから、1000~10000Bq の内部被曝、同程度の外部被曝で同様の現象が生じるかは不明である。ヤマメで見られた現象に放射線被曝が直接的に影響しているものであるかどうかは今のところ不明である。今後、他の所見と共に検証して行く必要がある。

表 3. MCV を目的変数としたときの各変数の回帰

変 数	偏回帰係数	標準誤差	標準偏回帰係数	F 値	t 値	P 値	判 定
137Cs	0.0039	0.0017	0.1981	5.0358	2.2441	0.0260	*
採取日	0.0002	0.0002	0.0860	1.4774	1.2155	0.2257	
FL(cm)	4.0301	3.4290	0.9085	1.3813	1.1753	0.2414	
SL(cm)	-4.3725	4.1640	-0.9190	1.1027	-1.0501	0.2951	
BH(cm)	16.5171	5.7788	0.8654	8.1694	2.8582	0.0048	**
BW(g)	-0.3243	0.1209	-0.6269	7.1978	-2.6829	0.0080	**
CF	-1.8103	7.6726	-0.0196	0.0557	-0.2359	0.8137	
阿武隈川	-12.7873	2.9384	-0.3736	18.9379	-4.3518	0.0000	**
請戸川	-1.4177	3.8737	-0.0349	0.1339	-0.3660	0.7148	
広瀬川	7.7787	11.0019	0.0461	0.4999	0.7070	0.4804	
定数項	91.6337	29.0563		9.9456	3.1537	0.0019	**

表 4. MCH を目的変数としたときの各変数の回帰

変 数	偏回帰係数	標準誤差	標準偏回帰係数	F 値	t 値	P 値	判 定
137Cs	-0.0051	0.0017	-0.2770	8.7958	-2.9658	0.0034	**
採取日	-0.0004	0.0002	-0.1467	3.8417	-1.9600	0.0515	
FL(cm)	-4.9851	3.4016	-1.1985	2.1477	-1.4655	0.1445	
SL(cm)	6.2174	4.1307	1.3935	2.2655	1.5052	0.1340	
BH(cm)	-7.6103	5.7326	-0.4253	1.7624	-1.3275	0.1860	
BW(g)	0.2335	0.1199	0.4813	3.7912	1.9471	0.0530	
CF	10.2671	7.6113	0.1183	1.8196	1.3489	0.1790	
阿武隈川	-5.7125	2.9149	-0.1780	3.8406	-1.9597	0.0515	
請戸川	12.0097	3.8427	0.3150	9.7677	3.1253	0.0021	**
広瀬川	9.8461	10.9139	0.0623	0.8139	0.9022	0.3682	
定数項	114.9261	28.8239		15.8976	3.9872	0.0001	**

表 5. MCHC を目的変数としたときの各変数の回帰

変 数	偏回帰係数	標準誤差	標準偏回帰係数	F 値	t 値	P 値	判 定
137Cs	-0.0047	0.0013	-0.3430	12.7786	-3.5747	0.0004	**
採取日	-0.0003	0.0001	-0.1693	4.8501	-2.2023	0.0289	*
FL(cm)	-4.9059	2.5614	-1.6091	3.6683	-1.9153	0.0570	
SL(cm)	5.8922	3.1104	1.8018	3.5885	1.8943	0.0597	
BH(cm)	-10.5353	4.3167	-0.8032	5.9565	-2.4406	0.0156	*
BW(g)	0.2614	0.0903	0.7353	8.3838	2.8955	0.0042	**
CF	8.2034	5.7313	0.1290	2.0487	1.4313	0.1540	
阿武隈川	0.5887	2.1950	0.0250	0.0719	0.2682	0.7888	
請戸川	8.0764	2.8936	0.2890	7.7904	2.7911	0.0058	**
広瀬川	3.0617	8.2182	0.0264	0.1388	0.3726	0.7099	
定数項	93.8181	21.7047		18.6839	4.3225	0.0000	**

謝辞

本研究を遂行するにあたりサンプル採集にご協力いただいた阿武隈川漁協、真野川漁協、室原川・高瀬川漁協、泉田川漁協、広瀬川・名取川漁協の皆様へ感謝申し上げます。また、 ^{137}Cs 測定にご助言いただいた東北大学大学院農学研究科 RI 実験施設の日尾彰宏博士に感謝申し上げます。また、この研究は日本学術振興会による科学研究費補助金、基盤研究(A)、課題番号 25252035 の補助により行われた。

引用文献

- Casarett, A. P., 1968, Radiation Biology (No. TID--24693). Washington D. C., USA. pp. 181
- Anbumani, S., and M. N. Mohankumar, 2012, Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish *Catla catla*. Aquatic Toxicology, 122, 125-132.
- Silva de Assis, H. C., C. A. da Silva, E. T. Oba, J. H. Pamplona, M. Mela, H. B. Doria, and M. M. Cestari, 2013, Hematologic and hepatic responses of the freshwater fish *Hoplias malabaricus* after saxitoxin exposure. Toxicon, 66, 25-30.
- Dogan, D., and C. Can, 2011, Hematological, biochemical, and behavioral responses of *Oncorhynchus mykiss* to dimethoate. Fish Physiology and Biochemistry, 37(4), 951-958.
- 池田弥生・尾崎久雄・上松和夫・原田賢之、1975、養殖ハマチの赤血球数と血色素量。日水誌, 41, 725-732.
- Oujifard, A., R. Amiri, G. Shahhosseini, R. Davoodi and J. A. Moghaddam, 2015, Effect of gamma radiation on the growth, survival, hematology and histological parameters of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) larvae. Aquatic Toxicology, 165: 259-265.
- Markkula, S. E, H. M. Salo, A. K. Bikalainen and E. I. Jokinen, 2006, Different sensitivity of carp (*Cyprinus carpio*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to the immunodulatory effects of UVB irradiation. Fish shellfish Immunol. 21: 70-79.
- Jokinen, I. E., H. M. Salo, E. Markkula, K. Rikalainen, M. T. Arts and H. I. Browman, 2008, Additive effect of enhanced ambient ultraviolet B radiation and increased temperature on immune function, growth and physiological condition of juvenile (parr) Atlantic Salmon, *Salmo salar*. Fish Shellfish Immunol. 30: 102-108.
- 下田和孝・中島美由紀・柳井清治・川内香織・伊藤絹子。(2004). 陸上植物からサクラマス幼魚への物質移動経路。魚類学雑誌, 51, 123-134.
- 金子豊二。(2014). 魚類における放射性セシウムの動態。海洋政策研究財団, ニューズレター, 第 334 号。

The effect of ^{137}Cs on the hematology in the masu salmon (*Oncorhynchus masou*) collected in the rivers of Fukushima

Masaki HARA¹, Gyo KAWADA², Masahiro ENOMOTO³, Atsushi TOMIYA³, Masato WATANABE³, Daigo MORISHITA², Shigehiko IZUMI² and Masamichi NAKAJIMA¹

¹ : Graduate School of Agricultural Science, Tohoku University

² : Fukushima Prefectural Inland Water Fisheries Station

³ : Fukushima Prefectural Fisheries Station

The effect of ^{137}Cs on the hematology in the masu salmon collected from Fukushima was examined. High level of ^{137}Cs was still detected in the muddy sediment from the rivers of Fukushima. Multiple regression analysis was used for the analysis for the detection of the effect of ^{137}Cs on hematology. In this analysis, each hematological characteristic were used as explanatory valuable while ^{137}Cs contents, sampling river and passed months from accident were used as objective variables. The obtained partial regression coefficient for MCV and MCH were significantly positive, on the other hand, it is significantly negative for MCHC. These results indicate a symptom like an anemia occurred in masu salmon from Fukushima rivers.

E-mail of Nakajima M: mnkjm@bios.tohoku.ac.jp

高線量地帯における鳥類の研究経過、困難な点と現時点の展望

石田 健

東京大学大学院農学生命科学研究科

はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故（福島事故）によって環境中へ放出された放射性物質を含む塵の内、陸域側には2割程度が沈着したようである（今中ら 私信）。その多くは、壊れた3基の事故原子炉から北西に細長く（南西～北東方向約5km、南東～北西方向約30km余）、斜面林の多い区域に沈着していることが知られている（原子力規制庁ホームページ等）。この、 ^{134}Cs と ^{137}Cs を合わせておよそ3000kBq/km²程度を超える沈着があったと推定されている区域を、高線量地帯と便宜上定義し、この高線量地帯を中心にウグイスのかすみ網を用いた捕獲と、多点同時自動録音および定点カウントによる鳥類の調査を2011年7月15日から行ってきた。その結果、ウグイスの羽毛における高濃度の汚染および羽毛汚染の経年変化（Ishida2013, 2015）、1個体の尻におできと5個体の頭部の「異常」を記録した。早朝定点カウントと鳥類音声の録音の結果を暫定的に集計した結果からは、福島事故によって環境中にもたらされた放射性物質に起因すると考えられる鳥類群集の変化は、まだ見いだされていない。(a) 鳥類の体サイズの内温性の脊椎動物が自然環境の中で被曝する放射線量を評価する手法開発、(b) 鳥類では捕獲個体の十分なサンプル数を確保することが現体制では非常に困難なため、長期的なサンプルデザインの最適化、(c) 鳥類群集の録音データは多量に得られているので、集計や分析方法を深化させること、(d) 定点カウント結果は継続して蓄積し、年変動と景観（生息環境）の効果を評価した上で録音による音声情報とも対照して、放射線の影響が検出できるか引き続き検討を続ける、といった課題がある。高線量地帯での継続的な野生生物研究は、まだ限られているとはいえ、周辺地域では多くの生物種について多様な調査も行われていることが明らかになってきつつあり、福島事故による野生生物や環境への影響について、意義のある評価ができる可能性は鳥類についてもある。

調査地域と調査地の状況

2011年～2015年の7月と8月（一部10月）に、ウグイスのさえずりの録音をスピーカーから流して誘引し、かすみ網を用いてウグイスを捕獲した。ウグイス捕獲地点の大字名は、浪江町の手七郎（てっちろ）、赤字木（あこうぎ）、津島（つしま）、羽附（はつけ）、昼曽根（ひるぞね）、沢先（さわさき）、堰守（せきもり）、小丸（おまる）、井出（いで）等である（図1）。このうち、津島と羽附は、放射性セシウムの沈着量が3000Bq/km²を超えておらず、高線量地帯の外にある。2011年の8月時点の現地では、身長約160cmの筆者がまっすぐ立って手に持った状態でサーベーター（日立アロカ TCS-161）によって得られた測定値は、赤字木で「20～30μSv/h」、津島で「5μSv/h」程度であった。赤字木から津島に向かって南に移動し国道399号線から国道114号線に入る周辺で、空間線量率の測定値は急速に低下する。従って、高線量地帯とその周辺での鳥類の観察結果を比較することは、ある程度意味があると仮定した。2015年7月時点のサーベーター（日立アロカ ICS-311）による同様の測定値は、赤字木周辺で「5μSv/h」程度、津島で「1μSv/h」未満、小丸で「20μSv/h」程度であった。

北側の飯舘村飯樋から国道399号線沿いに、長泥、浪江町赤字木、津島、葛尾村西ノ内、田村市都路にかけて、北西側の川俣町小網木から国道114号線沿いに川俣町山木屋、浪江町津島にかけて、および西側の二本松市太夫内から国道459号線沿いに、川俣町山木屋、浪江町羽附、津島

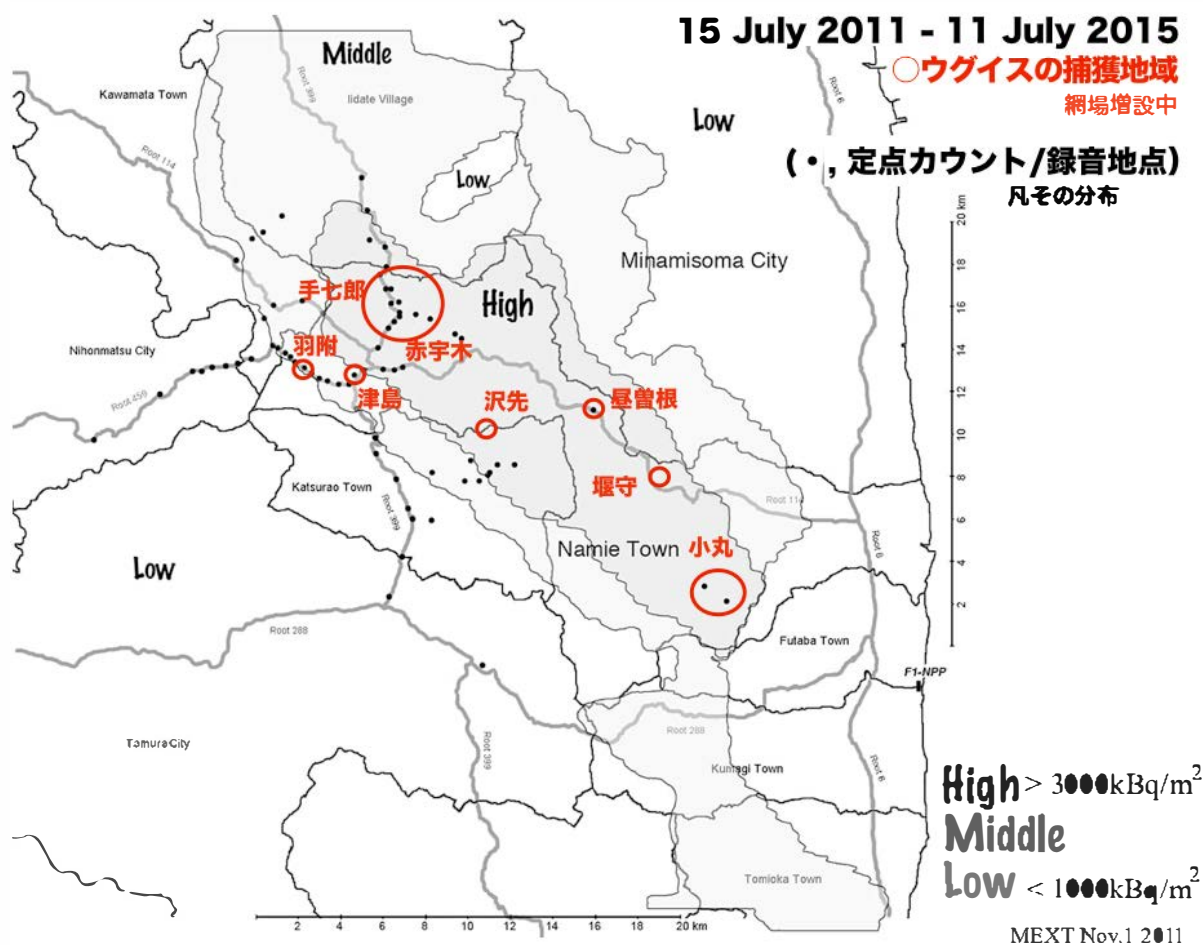


図 1. 主な捕獲地点、録音地点、定点カウント地点

にかけて、2012 年～2015 年の 6 月中旬の午前 4 時～8 時頃、日の出前の明るくなった時間から気温が上昇して鳥のさえずり行動が明らかに低下する前までに、5 分間の定点カウントを行い、鳥類の種を記録した。定点カウント地点と、ウグイス捕獲地点の浪江町昼曾根、小丸を含むおよそ 20km 四方の区域に、6 月中旬の定点カウントを実施した期間に 3 日～5 日間、約 20 個の IC レコーダーを防滴容器に入れて設置し（図 1）、自動録音で午前 3 時半～6 時半（ないしは、より長時間）の鳥類等の音声を録音した。録音のうち日の出前後の 4 時 5 分～25 分の 20 分間について、ヘッドフォンを使って直接聞き取り、音声で確認できる鳥類種を集計し、種数を比較した。

結果

ウグイスの捕獲個体における所見

高線量地帯において、2011 年は 3 個体、2012 年～2015 年にそれぞれ 5、10、11、10 個体（回数は、5、10、12、11 回）のウグイスの成鳥を捕獲した（表 1）。より低線量（セシウム推定沈着量 $1000 \text{ kBq}/\text{km}^2$ 未満、一部それを超え $3000 \text{ kBq}/\text{km}^2$ 未満隣接地点を含む）の地帯で 2011 年に 2 個体（8 月と 10 月）、2012 年と 2013 年にそれぞれ 1 個体捕獲した。高線量地帯で捕獲したうち、2011 年 8 月に赤字木で捕獲した 1 個体の尻に大きなおでき（動物病理学専門の中山博士らの写真鑑定では、膿の溜まった腫れ物様の外観を示す）があった。同個体と 2015 年 7 月と 8 月に赤字木、手七郎、井出の 3 地点で 4 個体の頭部の羽毛が広く抜け、皮膚下に黒い沈着様の症状が観察された。専門家の鑑定等は未実施である。これらの顕著な外観の症状は、埼玉県秩父山地等において筆者が捕獲したウグイスの成鳥では 1

羽も観察したことがない。集計のできている秩父の2013年までの数と比較すると、2011年の高線量時点での3羽中1羽で症状が現れたおできは、このようなことが起こる確率は1.3%程度（マンホイットニーのU検定を用いた正確確率検定）である。2011年～2015年に捕獲した44個体（2個体3回の年次別再捕獲は、その時点で未症状だったので別記録として計数した）中5個体で症状の現れた頭部の羽毛の脱落と黒化は、このようなことの起こる確率は0.35%程度（同上）である。後者の統計分析はまだ暫定的であるが、秩父（福島事故由来のセシウムの沈着が確認されている最遠地点、ただし大部分は事故前のウグイスの調査結果にもとづく）と福島（事故後）では明白な有意差が認められる。鳥類の標識調査をしている数人の知人からの情報では、和歌山県において2006年7月と8月に2個体で同様のおできは観察例がある（熊代 私信）。頭部の症状については、日本では原発事故による汚染地帯以外では今のところ知られていない。なお、原発事故地域（福島県中東北部）での本研究以外の複数個体の症状観察例については、1つのウェブの情報はあるが正式には未公表である。

表1. 捕獲したウグイス個体の状態

		2011	2012	2013	2014	2015
高線量地点	おでき	1*	0	0	0	0
	頭頂異常	1*	0	0	0	4
	健全	2	5	10	11	10
	低線量地点 [†]	2	1	1	0	0

* 同一個体 † 低線量地点では全個体健全（2016年には低線量地点での捕獲を増やす）



定点カウント

2011年7月から2015年10月までの調査期間中に、13目35科71種の鳥類を確認した。夏に渡来して調査地周辺で繁殖する「夏鳥」の渡来が終了する繁殖期の6月前半に実施した定点カウント全体では、各年毎に38～40種が記録された。高線量地帯周辺では立ち入り規制が敷かれており、毎年調査地点の分布が異なっているため、出現種数等を一律には比較できない。35～40調査地点の内、10地点程度以上で記録された出現頻度の高い種は、ウグイス、ヒヨドリ、ホオジロ、ホトトギス、ハシブトガラス、シジュウカラ、ヤマガラ、キジバト、キジ、オオヨシキリ、スズメなど10種程度に限られ、地点ごとに出現種の変異が大きかった。2012年～2015年の調査結果が揃っている低線量（セシウム沈着推定量合計量1000kBq/km²未満）の区域の出現種数には、年変動があり、2015年6月のみ出現種数が有意に多かった（ $P<0.01$, マンホイットニーのU検定）。平均値では、2012年より2013年が多く、2014年が1番少ないので、現地の空間放射線量が時間とともに低下することによる一律な（線形の）種数の増加はみられず、放射線量の影響の直接の結果は不明であった。2015年6月に、高線量地帯の14地点と低線量地帯の43地点で行った定点カウントで出現した種数は、低線量地点の平均種数のほうが有意に多かった（ $P<0.05$, 同上）。

鳥類音声モニタリング

自動録音ファイルの日の出前後20分間の聞き取りから確認できた種数は、各地点で5種～13種の間でばらついた。国道399号線沿いに、最北の飯舘村飯櫃から田村市都路までの5地点で、録音から

確認できた種数は、高線量の区域とそれ以外の区域のいずれの地点どうしにも記録種数のばらつきがあり、現地で測定できる空間線量率や高線量とそれ以外の地域どうしで一定の傾向は見いだせなかった。

考察

チェルノブイリ事故による汚染地域においては、南カロライナ大学の Mousseau と 南パリ大学の Møller らを中心としたグループによる研究があり、同グループは福島事故の汚染地帯においても精力的な研究をおこなっている (Møller & Mousseau 2015)。例えば、このグループによる 2011 年 7 月中旬の全日にわたる福島での鳥類定点カウントの結果として、空間線量率の高い地点ほど出現率の低い鳥類種が複数いたという結論が示されている。同じ日時の、同じ高線量地域に筆者も滞在していたが、この年の夏の現地は高温で、早朝を除いた時間帯に鳥類について適切な観察結果を得ることは困難であったと考える。高線量の区域は森林率の高い比較的景観多様性の低い区域にあたり、隣接する低線量の区域には農耕地等の多く混じる景観多様性の高い景観が広く分布していて、原発事故がなくてもこの地域での出現率のほうが高い鳥類種は複数いた可能性がじゅうぶんにある。2015 年の筆者の定点カウントの結果はそのことを示唆している。ただし、赤字木や長泥などのように高線量であっても福島第一原発から 20~30km 圏のわずかに外側[※]であったために、2011 年の夏には無制限に立ち入って調査ができた区域が含まれ、この調査結果についても慎重に再検討する意義は高い。鳥類についての、特に高線量地帯を含む具体的なまとまった情報は、筆者の研究とこのグループによるもの以外にはほとんどないようである。福島においては生物多様性の高い山地森林地帯の生態系の理解に基づいた研究や考察を、鳥類をはじめとした少しでも多くの多様な野生生物について行うことが望まれる。

ウグイスの捕獲個体から得られる情報

鳥類研究では、サンプル数を確保することが 1 つの重要課題となる。ウグイスを捕獲するためには、元気に伸びる藪を刈り払って網を張るための空間を確保する作業が事前に必要である。しばしば、ウグイスがいて網を張れる場所への到達路を刈り払う必要もある。また、日の高く明るい時間帯にはウグイスに網がよく見えるので、個体差はあるものの大部分の個体は網には飛び込まない。雨が降ると活動が低下し、網に雨滴がついて目立つので捕獲できない。高線量の帰還困難区域は道路閉鎖されており、公益目的の立ち入り許可を受けて午前 6 時から午後 8 時まで調査をすることができる。夜明けから 3~4 時間の日の低い時間帯の捕獲調査は時間が制約される。また、周囲の樹木が成長すると、ウグイスが網よりも高い枝間を飛び回るために捕獲できないなど、網場の環境と捕獲条件は常に変化する。そのため、好適な網場の確保と効率よい捕獲は困難で、今のところ、7 月と 8 月の数日間に捕獲できた個体数は、10 個体程度ずつにとどまっている。

新しい網場の発見と開発を続けており、引き続き、サンプル数の確保に努める。また、高線量地帯に隣接する地域の試料、データがあることが望ましく、この区域であれば一般研究者等の手伝いを要請することも可能であり、今後は、調査予算および補助者の確保にも努めたいと考えている。

炉心が直接外気に露出したため、福島原発事故よりも多種の多量の放射性物質が飛散したチェルノブイリ事故では、事故から数年が経過した後で、初めて外部研究者が汚染地帯に入って研究できるようになった。福島では、野生生物についても、事故直後からの情報があることは、重要な点であろう。ウグイスでは、2011 年 8 月の換羽直前のウグイスの羽毛試料が得られ、1 個体に限られるものの秩父山地のデータとの出現頻度の比較で統計的に有意差のあるおどきの観察ができた。頭部の症状については、2013 年から 2 年越しで 5 回繰り返し捕獲した個体の時間を追っての連続観察もできており、複数の観察が得られている。チェルノブイリ事故発生後 4 年程度経過後に人の甲状腺がんの発症が顕ら

かになり始めたことや、汚染されていない他地域よりも多くのツバメの羽毛部分白化個体が記録された等の事実があり、遺伝的な蓄積を含む影響の観察が福島でも増える可能性が示唆される。例え少数にとどまっても、根気強く捕獲調査を続けたい。

定点カウントの意義

鳥類カウント調査に適した早朝の高線量地帯への立ち入りが厳しく制限されているので、現状では定点カウントから得られる情報は、限定的である。高線量地点の一部地域に早朝にも立ち入れた 2011 年 7 月と 2012 年 6 月の調査結果を、録音データや Møller らの結果等と比較して、意味のある分析ができるかが、今後の検討課題である。定点カウントでは、音声を発していない個体の目視による記録も加わり、また直接観察することによって確認できる記録も多くなる。一方で、カウントをしたときの環境条件によっては、近くでカエルがうるさくないいたり、風雨で鳥の活動が低下し観察確認も困難であったりすることも少なくない。定点カウントと自動録音による動物音声モニタリングの長所を組み合わせ、分析をさらに検討し、原発事故の福島での直接と間接の鳥類群集への影響分析をすすめる。

自動録音による動物音声モニタリング

自動録音した情報量のうち、聴き取って集計できている録音部分はごくわずかである。また、録音ファイルを耳で聴き取って、集計できる数値データに変換するためには、現状の技術や体制では労力が多大に必要で、十分な活用は難しい。有効活用する手法の検討を重ね改良も続けているが、定点カウントの結果等との照合を含めて、さらに検討する。録音情報は電子ファイルとして保存されており、再現性があることが大きな利点である。同じ日時、同条件の記録を多地点について得られることは、もう 1 つの利点である。将来的には人工知能を使うような自動分析で効率よく集計、分析できる可能性もあり、事故直後の録音記録をできるだけ多く残しておくことは意義があると期待される。国立環境研究所（深澤ら私信）によって、福島県東部のより広い地域（南北 70km、東西 50km 程度）に 100 台弱の録音機や自動撮影カメラを設置して、2014 年から 10 年間程度の野生生物モニタリングを行う研究事業も始まっており、本研究の録音記録を活用できる可能性は、今後、高まると期待される。

※註）2012 年 7 月に「帰還困難区域」が指定され道路封鎖されるまでは、国道 288 号線の田村市都路戸屋（事故原発西方約 20km）と国道 114 号線の浪江町津島（北西約 28km）に、機動隊による検問が便宜的に敷かれており、一般研究者は立ち入り許可が取得できなかった。筆者を含め、研究者の一部は立ち入り制限区域内から避難した住民と懇意になって、同伴する形で調査をした。道路封鎖後 2015 年時点で、飯館村長泥には正式に立ち入る許可は、得られない。

引用

原子力規制庁（文部科学省）ホームページ：<http://ramap.jmc.or.jp/map/>（2015 年 10 月 30 日、閲覧確認）

Ishida, K. 2013. Contamination of wild animals: Effects on wildlife on high radioactivity area of agricultural and forest landscape. In: Nakanishi, T.M., Tanoi, K. (eds). Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident. Springer, Tokyo: 119-129.

Ishida, K. 2015. Contamination of Wild Animals: Microhabitat Heterogeneity and Ecological Factors of Radioactive Cesium Exposure in Fukushima, In: Nakanishi, TM & Tanoi K (eds.) Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident: The First Three Years, Springer, Tokyo. (in printing)

Møller, AP and Mousseau, TA. 2015. チェルノブイリや福島原発の事故が鳥類等に及ぼした影響の検証. 日本鳥学会誌 64:71-76. （邦訳と原英文併記）

Bird surveys at the Fukushima-daiichi NPP accident area: present results, problems and perspectives.

Ishida K

Graduate School of Agricultural and Life Sciences, the University of Tokyo

Birds have been studied at the highly contaminated (i.e. $> 3000\text{KBq/km}^2$) and the surrounding areas, since mid-August 2011. The Bush Warbler (*Cettia diphone*) was captured with a mist net. Bird community was monitored mainly in breeding seasons with IC recording and point count surveys. One adult male with a conspicuous lesion near its cloaca and five adult males with conspicuous melanism on their naked (without feathers) head were observed within the highly contaminate area. No significant characteristics of bird community structure, which are hypothesized to be caused by the high radiation, has detected in the course of temporal analyses of bird count and recording surveys. More information, discussion and integration of radiation biology and ecology are necessary.

E-mail of Ishida K: ishiken@es.a.u-tokyo.ac.jp

被曝量は 170mSv であった (図 3)。

中心とそこから四方に 5m 間隔の 5 カ所の表層 (0~5cm) の土壌中 Cs のバラツキは 10 倍以上に達し、平均変動係数は 50% であった (図 4)。このことからピンポイントでの土壌汚染の評価は困難であることが認められ、それはガンマカメラによって裏付けられた (図 5)。

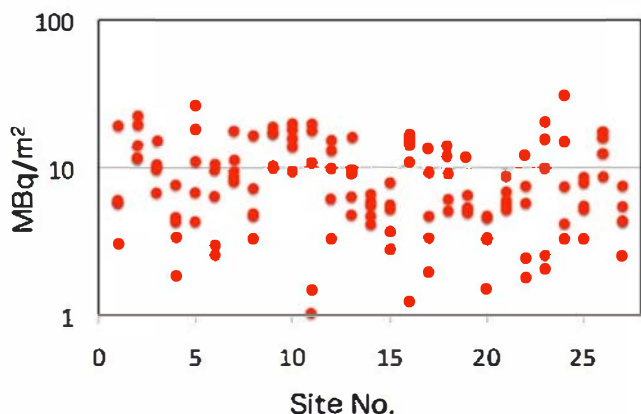


図4. 土壌汚染のバラツキの評価



図5. ガンマカメラによる放牧地汚染のばらつき
手前舗装道路路。赤が厚汚染。

血液生化学および内分泌検査では、今のところ異常は認められていない。血中 Cs 濃度は飼料の影響で季節変動が認められた (図 6)。

コメット法による DNA 損傷評価では、今のところ、有意な変化は認められていない。

病理解剖した 35 頭のうち 3 頭でリンパ腫が認められたが、近年増加の一途をたどっているウィルス性牛白血病なのか放射線の影響によるものなのかの特定はできていない。また 2 頭で甲状腺腫がみられたが、放射線との因果関係は不明であった (図 7)。

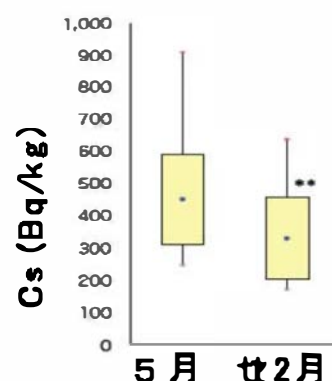


図6. 血中シウム 濃度



図 7. リンパ腫を発症した牛 (左)、脊髄に認められたリンパ腫 (中) および甲状腺腫 (左)

Cs の体内分布は骨格筋で高く、内臓で低い値を示した。ロース、フィレ、モモなどの部位は、食肉検査で残留放射能を測定するネックおよび頸長筋よりも高い値を示し、今後、同様な事故が生じた場合の課題となると考えられた (図 8)。ただし現在、福島県では非常に厳しい出荷基準を適用しており、いたずらに怖がる必要はない。

筋肉中の Cs 濃度の季節変動を見ると一定ではなく、筋肉/血液比は 12 月には 5 月の約 1.5 倍であった (図 9)。この牧場では 10 月半ばから 4 月までは清浄購入飼料を給与しており、摂取飼料中の Cs 含

量の影響を受けて、筋肉中 Cs は 5 月に低く 12 月に高い値を示した。これからすると、生体内に蓄えられていた Cs は短時間に排出されることがうかがわれる。Cs の排泄は組織から血液へ、そして糞や尿へと移行していくが、血液中と筋肉中の Cs 濃度の関係に季節変動が認められた。よって生体の出荷時に血液検査で残留放射能を測定する場合は、この季節変動を考慮する必要があると考えられた。

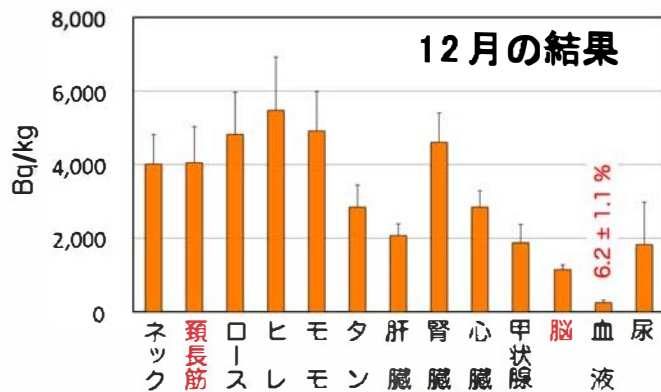


図8. セシウム (Cs) の体内分布

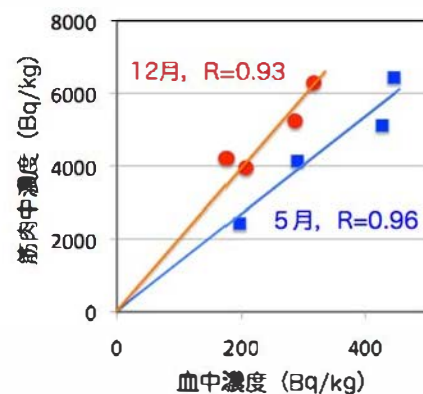


図9. 血中と筋肉中セシウム (Cs) の相関

骨中 Sr は核実験当時の北海道の牛よりもやや高い値を示した (図 10)。土壤中 Sr は ^{137}Cs に対する濃度比が不定であった (図 11)。

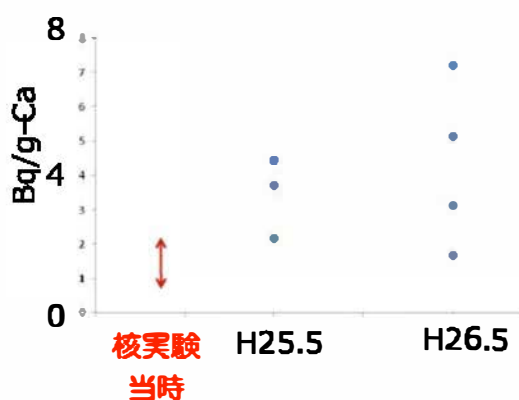


図10. 大腿骨中ストロンチウム濃度

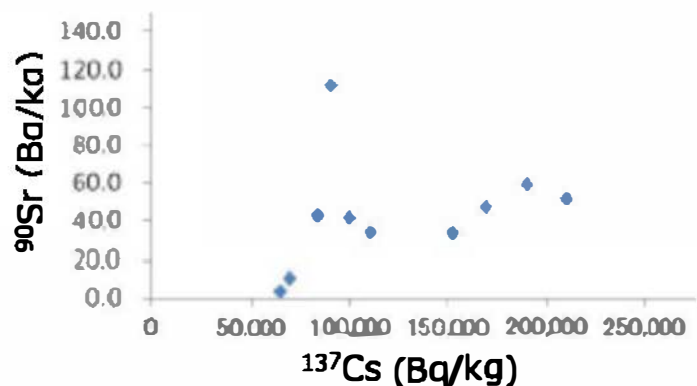


図11. 土壤中ストロンチウム濃度 (H26.5)

帰還困難区域内では、体表に白斑の多発した牛が多く認められている (図 12)。しかし高線量区 (小丸共同牧場: 空間線量 $20\mu\text{Sv/h}$) では発症がなく、低線量区の 2 牧場 ($1\sim 3\mu\text{Sv/h}$) で発症している。白斑は震災の 1 年後から散発し始め、3 年後から急速に増加してきた。病態は表皮と被毛のメラニン色素が減少・消失しており、白斑の数や濃淡は変動している (図 13&14)。高線量区で発症がないこと、飼育密度の高い牛群で多発している (表 1) ことから、放射線被曝の直接の影響ではない可能性が高いと考えられている。



図12. 頭部に多発した白斑

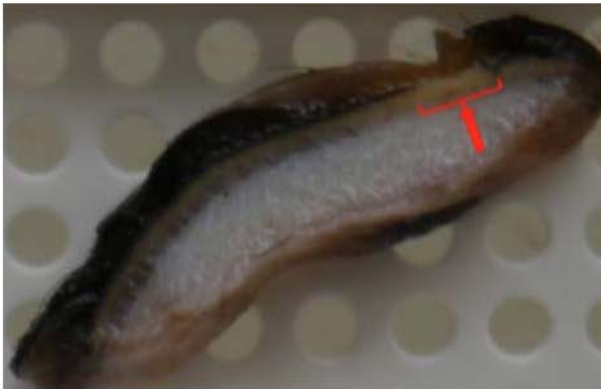


図13. 皮膚の白斑部分の断面（赤印部分）

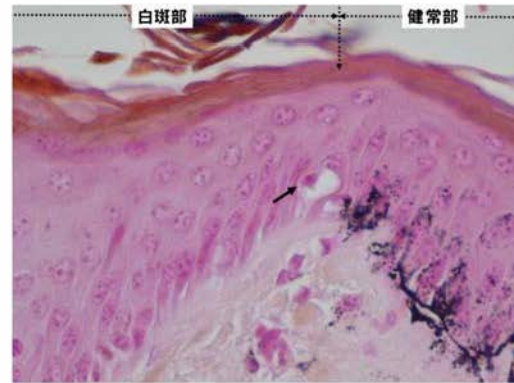


図14. 白斑部分のHE染色像

表1. 白斑発症牛群の飼養管理状況と空間線量率

所在地	牧場名	白斑 発症 頭	面積 ha	飼養 頭数	飼養 密度 頭/ha	年間死亡頭数		空間線量率		
						頭数	死亡率 %	地上1m $\mu\text{Sv/h}$	最寄り公式モニタリングポスト	
南相馬市	A牧場	1	15	46	3.1	ND	ND	ND	0.70	大富集落センター
浪江町	B牧場	20?	32	350 *	10.9	ND	ND	5.0	2.48	上立野公民館
浪江町	C 場	1	15	39	2.6	4	10.3	7.5	4.06	末森集会所
大熊町	D牧場	6	3	63	21.0	15	23.8	4.7	2.40	下野上三区地区集会所
浪江町	E牧場	0	4	27	6.8	0	0	1.0	0.57	高瀬多目的集会所
浪江町	F牧場	0	20	79	4.0	8	7.6	27.2	19.11	小丸多目的集会所
浪江町	G牧場	0	10	26	2.6	0	0	35.0	17.00	やすらぎ荘
富岡町	H牧場	0	3	19	6.3	0	0	8.0	3.27	王塚集会所

* : 推定
 飼養頭数 : 2013年9月1日
 死亡頭数 : 2013年

2012年 6月1日
 2014年1月1日0時
 原子力規制委員会公表

4. まとめ

以上をまとめると、2013年春の地上高1mの空間線量率は $40\mu\text{Sv/h}$ であったが、その後1年7ヶ月で約 $10\mu\text{Sv/h}$ 低下した。2014年における空間線量の累積は 220mSv 、牛の年間被曝量は 170mSv であった。原発事故による被曝の影響は、牛ではまだ明確には認められていない。土壌や空間の線量評価はピンポイントでは正確さに欠けることが認められた。牛の汚染評価にネックや血液を用いる場合、条件を付加する必要があると認められた。牛の持続被曝の影響評価に関しては、さらに継続していく必要がある。

The investigation of the Japanese Black cattle as well as their rearing environment inside the "difficult-to-return zone" due to Fukushima nuclear power plant disaster.

Okada K

Society for Animal Refugee & Environment post Nuclear Disaster
Department of Veterinary Medicine, Iwate University

We are continuously investigating the effect of persistent exposure to low level radiation on Japanese Black cattle kept on 3 ranches as well as their rearing environment inside the "difficult-to-return zone" due to Fukushima nuclear power plant disaster. The spacial radiation dose rate at 1 m above ground was $40\mu\text{Sv/h}$ in the spring of 2013 but it decreased to about $20\mu\text{Sv/h}$ after 1 year 7 months. Accumulated spacial radiation dose throughout the year of was 220mSv and exposure dose of cattle throughout that year was 170mSv . The effect of radiation exposure due to the nuclear power plant disaster has not been clearly recognized in cattle.

E-mail of Okada K: keiji@iwate-u.ac.jp

福島第1原発周辺汚染地域での地表ベータ線量のマッピング

遠藤 暁¹, 梶本 剛¹, 田中憲一¹, グェンタットタン¹, 林 剛平², 今中哲二³

¹ 広島大学大学院工学研究科, ² 東北大学加齢医学研究所, ³ 京都大学原子炉実験所

はじめに

福島第一原子力発電所事故は、2011年3月11日に発生した大地震と大津波によって引き起こされた。大量の核分裂放射能が放出され、東北地方から北関東の広い地域を汚染した。沈着した放射能は主に ^{129m}Te , ^{129}Te , ^{131}I , ^{132}Te , ^{132}I , ^{134}Cs , ^{136}Cs および ^{137}Cs であることが報告されている[1-4]。これらの放射性核種は、 β 崩壊核種であり、 γ 線のみでなく β 線も放出する。 β 線は、人の皮膚表面で止まるため、実効線量には寄与しない。そのため、汚染に伴う線量の測定や評価は、 γ 線に関してであり、 β 線についてはほとんど行われていない。しかしながら、 β 線は、皮膚線量に寄与するほか、昆虫などのように体の小さな生物や植物の葉に関しては全身被曝に相当する。

我々は、モンテカルロ計算を利用し、 ^{137}Cs の初期沈着量 1000 kBq/m^2 の条件で $70 \mu\text{m}$ 線量当量を評価した[5]。この計算では、福島第一原発事故起因の沈着放射性核種の内、 β 線線量に寄与する ^{129m}Te , ^{129}Te , ^{131}I , ^{132}Te , ^{132}I , ^{134}Cs 及び ^{137}Cs を考慮した。なお、 ^{137}Cs の初期沈着量 1000 kBq/m^2 は、飯舘村南部の汚染に相当する[5]。また、計算では各放射性核種の沈着濃度と ^{137}Cs 沈着濃度の比として、飯舘村の実測値を利用した ($^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs} = 9.2$) [4]。しかしながら、 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 比は、飯舘村の位置する北西部と福島第一原発の南側では、大きく異なることが報告されている[1, 2]。したがって、 β 線線量マップを作成するには、福島県全域の各放射性核種の沈着濃度と ^{137}Cs 沈着濃度の比が必要である。

一方、2011年6月から8月にかけて、文部科学省による 2 km メッシュ調査が実施された[6]。この調査は、飯舘村に高濃度の汚染が生じた2011年3月15日から3カ月経過していた。そのため、沈着放射性核種のうち、短半減期の ^{132}Te , ^{132}I (半減期: 3.204 days) は既に崩壊し測定できていない。また、 ^{131}I (半減期: 8.021 days) も沈着時の $1/2000$ まで減少している。したがって、文部科学省の調査で実施した2181地点のうち ^{131}I が検出された地点は僅かに415地点のみであった。

本研究では、既に報告している β 線の土壌表面の積算線量の計算手法[5]に文部科学省の 2 km メッシュ調査において ^{131}I が検出された415地点の測定データ[6]を組み合わせることで、福島全県に対して、事故から1年間の土壌表面近傍の β 線積算線量マップを作成する。

方法

1年間の土壌表面近傍の β 線積算線量

β 線積算線量の計算手法の詳細は、我々の論文[5]を参照してほしい。 β 線の輸送計算には、Monte Carlo N-Particle transport code version 4C (MCNP-4C) [7]を用いた。土壌表面から深さ 5 mm に均一に β 線源を配置し、土壌表面の厚さ 5 cm 空気層に付与されるエネルギーを計算し、 β 線1粒子当たりの空気線量を求める。また、 ^{129m}Te , ^{129}Te , ^{131}I , ^{132}Te , ^{132}I , ^{134}Cs および ^{137}Cs の β 線のエネルギースペクトルは、論文[5]に示している。前回の論文では、各放射能による沈着直後の β 線線量率: f_i は、沈着比 $f_i: ^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}=1, ^{129}\text{Te}/^{137}\text{Cs}=0.7, ^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}=9.2, ^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}=8.3, ^{132}\text{I}/^{137}\text{Cs}=8.3, ^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}=1$ を用いて計算した[5]。しかしながら、これらの比は地域ごとに異なるため、 2 km メッシュ調査で同定されている核種 ^{129m}Te 及び ^{131}I の $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs} = r_I$ 及び $^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs} = r_T$ を用いて 福島全県を取り扱うこととした。 $^{129}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 、 $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}=^{132}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ は、飯舘村において、それぞれ $^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比の0.7倍及び8.3倍であった。 ^{129m}Te と ^{132}Te の比は保存すると仮定して、 $^{129}\text{Te}/^{137}\text{Cs} = 0.7 \times ^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 及び $^{132}\text{I}/^{137}\text{Cs} = 8.3 \times ^{129m}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ とした。したがって、沈着放射能比 f_i は $r_T: (0.7 \cdot r_T): r_I: (8.3 \cdot r_T): (8.3 \cdot r_T): 1: 1$ で与えら

れる。 r_I と r_T の比を持つ地点の線量率(単位 ^{137}Cs 沈着量(kBq/m^2)当たり)は、沈着直後の土壌表面における β 線線量率を用いて式(1)で与えられる。また、式(2)に示すように、 β 線線量率を1年間で積分することで、積算線量を求める。

$$\dot{D}(r_I, r_T, t) = \sum_i f_i \cdot \dot{D}_i^0 \left(\frac{1}{2} \right)^{\frac{t}{T_i}} \quad (1),$$

$$D(r_I, r_T) = \int_0^{\text{1 year}} \dot{D}(r_I, r_T, t) dt \quad (2)$$

ここで、 T_i は核種 i の半減期、 r_I と r_T は、それぞれ $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 及び $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比を示している。式(2)の値に、 ^{137}Cs の沈着量： $A_{^{137}\text{Cs}}$ を乗じることで沈着後1年間の β 線積算線量： D_A を求めた。

$$D_A = D(r_I, r_T) \cdot A_{^{137}\text{Cs}} \quad (3)$$

この計算では、線量の単位はGyで得られるが、GyからSvへの変換係数を1とし便宜的にSvで示している。詳しい解析法は、参考文献[8]を参照してほしい。

$^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比の内挿

文部科学省の2kmメッシュ調査では2181地点中、797地点に対して $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ が得られている。しかしながら、 ^{131}I が同定されている415地点中には、175地点のみで $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ が得られている。 ^{131}I が同定された415地点全てを利用するために、 $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比がない地点での値を内挿して取り込んだ。内挿には、geographic information system (GIS)ソフトウェア：SAGA-GISのマルチレベルBスプライン内挿を用いた[9]。内挿を行った $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比のマップを図1に示す。

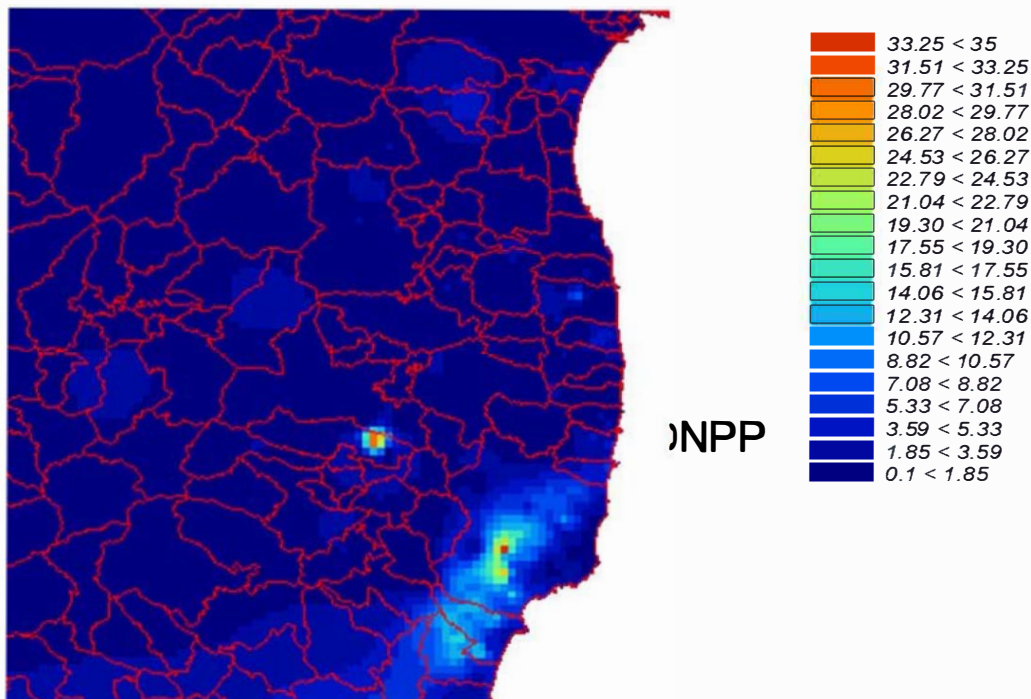


図1 文科省2kmメッシュ調査の $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ 比[6]を SAGA-GIS [9]を用いて内挿した地図。

結果と考察

文部科学省 2km 調査のデータ[6]中の 415 地点について、式(1)-(3)を用いて β 線積算線量を計算した。特徴的な 72 地点についての β 線積算線量の値は、参考文献[8]を参照してほしい。最も高い β 線積算線量を示した地点は浪江町赤宇木地域であった。また、双葉町から富岡町北部にかけても高い β 線量を示した。 β 線積算線量の値は、浪江町赤宇木手七郎で 710 mSv、同地区梶平で 477 mSv、双葉町石熊で 246 mSv 及び富岡町大菅で 620 mSv であった。飯館村南部では 100 - 150mSv が得られた。福島市内では、東部では 20-60mSv であったのに対し、西部では 4-10 mSv と地域により大きく異なっていた。一方 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 比(69 ± 39 (maximum:285))が高かったいわき市では、 ^{137}Cs の沈着量が比較的低い値 (20-50 (kBq/m²)) であったため、1-24 mSv と福島市内西部と同程度であった。

これらの 415 地点の β 線積算線量を用いてマップを作成した。事故後 1 年間の β 線積算線量マップを図 2 に示す。マップの作成には、SAGA-GIS [9]のマルチレベル B スプライン内挿を利用している。作成したマップから、浪江町赤宇木地域、双葉町および富岡町北部では高い積算 β 線線量を示すことがわかる。

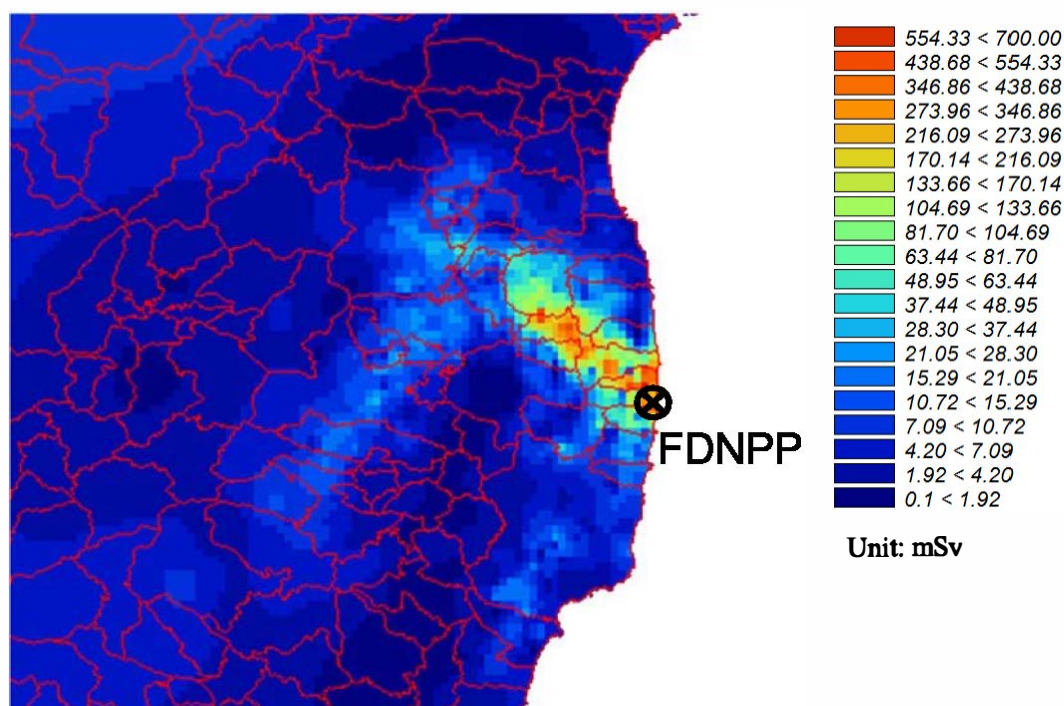


図 2 事故後 1 年後の積算 β 線量地図

まとめ

文部科学省 2km メッシュ調査の土壌測定データと我々 β 線線量計算法を組み合わせることで、事故後 1 年間の積算 β 線線量マップを作成した。浪江町赤宇木地域、双葉町および富岡町北部では高い積算 β 線線量を示した。評価したポイント中で最も高かった積算 β 線線量が高かった地点は、浪江町赤宇木手七郎地区で、710 mSv と推定された。

謝辞

本研究を行うに当たり、助言を頂きました広島大学・静間 清名誉教授に感謝する。また、本研究は日本学術振興会科研費、挑戦的萌芽研究：26550031 による補助を受けた。

参考文献

- [1] Endo, S., Kimura, S., Takatsuji, T., Nanasawa, K., Imanaka, T. and Shizuma, K. (2011) Measurement of soil contamination by radionuclides due to Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident and associated cumulative external dose estimation, *J. Environm. Radioact. J. Environm. Radioact.* 111, 18-27.
- [2] Yamamoto, M., Takada, T., Nagao, S., Koike, T., Shimada, K., Hoshi, M., Zhumadiyov, K., Shima, T., Fukuoka, M., Imanaka, T., Endo, S., Sakaguchi, A. and Kimura, S. (2012) Early survey of radioactive contamination in soil due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident: with emphasis on Pu analysis, *Geolochem J.*, 46, 341-353.
- [3] Institute De Radioprotection Et De Surete Nuclaire: IRSN (2012) Fukushima, one year later Initial analyses of the accident and its consequences, Report IRSN/DG/2012-003, March 12.
- [4] Imanaka, T., Endo, S., Sugai, M., Ozawa, S., Shizuma, K. and Yamamoto, M. (2012) Early radiation survey of the Iitate Village heavily contaminated by the Fukushima Daiichi accident, conducted on March 28th and 29th, 2011, *Health Phys.* 102(6):680-686.
- [5] Endo, S., Tanaka, K., Kajimoto, T., Thanh, N. T., Otake, J. M., Imanaka, T., (2014) Estimation of β -ray dose in air and soil from Fukushima Daiichi Power Plant accident, *J. Radiat. Res.*, 55, 476-483.
- [6] Minister of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT) (2011) Map of radiocesium in soil , http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/chousa/gijyutu/017/shiryo/_icsFiles/afieldfile/2011/09/02/1310688_2.pdf, 29.August,2011.
- [7] Transport Methods Group in Los Alamos National Laboratory (1997) TSICC computer code collection MCNP4B Monte Carlo N-Particle Transport Code system CCC-660.
- [8] S. Endo, T. Kajimoto, K. Tanaka, T. T.Nguyen, T. Imanaka, Mapping of the cumulative β -ray dose on the ground surface surrounding the Fukushima area, *J. Radiat. Res.* inpress.2015.
- [9] Cimmery, V (2007-2010): SAGA User Guide, updated for SAGA version 2.0.5. (<http://www.saga-gis.org/en/index.html>), 20.November.2014.

Mapping of soil surface beta-ray dose at contaminate area by the Fukushima-1 NPP Accident

Endo S¹, Kajimoto T¹, Tanaka K¹, Nguyen Tat T¹, Hayashi G² and Imanaka T²

¹Gaduate School Engineering, Hiroshima University,

²Institute of Development, Aging and Cancer, Tohoku University,

³Research Reactor Institute, Kyoto University

A large amount of fission products released by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident on 11 March 2011 deposited in wide area from Tohoku to northern Kanto. A map of cumulative β -ray dose (70 μ m dose equivalent) on soil surface for one year after the FDNPP accident has been estimated using the previously reported calculation results and 2 km mesh survey data by MEXT. As a result of this estimated map, areas with high cumulative β -ray dose on soil surface for one year after the FDNPP accident are found to be located at Akogi-Teshichiro to Akogi-Kunugidaira region in Namie Town and southern Futaba Town to northern Tomioka Town. The highest cumulative β -ray dose is 710 mSv for one year at Akogi-Teshichiro, Namie Town.

E-mail of Endo S: endos@hiroshima-u.ac.jp

チェルノブイリ原発事故がもたらした生物影響に関する研究の紹介

今中哲二

京都大学原子炉実験所

1. はじめに

原発で最悪の事故が起きたら周辺環境・社会にどのような被害がもたらされるのかの実例として、我々は 20 年以上にわたってチェルノブイリ事故のことを調査してきた[1-3]。しかしながら、事故経過、放射能放出、放射能汚染、放射線被曝といった物理的側面と、人への影響に関するデータに着目し、動植物への影響にはほとんど注意を払って来なかった。

福島原発事故後、Hiyama ら (2012) [4] のシジミチョウ、Akimoto (2014) [5] のワタムシに関する論文、Moller ら (2013) [6] のチェルノブイリと福島の生物影響比較レビューなどに刺激され、福島原発事故の影響を明らかにするためにも、チェルノブイリ事故がもたらした周辺動植物への影響を勉強し直す必要性を感じている。本報告では、不十分ながら、我々が承知している範囲でチェルノブイリ事故の周辺生物への影響に関する研究をいくつか紹介しておく。

2. チェルノブイリ原発周辺の辺松林の枯死

チェルノブイリの周辺生物への影響として最初に顕著に現れたのは、周辺松林群の枯死で、事故から数週間に“ニンジン色の森 (レッド・フォレスト)” が敷地直近の森に出現した。図 1 は、Kozubov ら (1991) [7] の論文に基づいて、チェルノブイリ原発周辺の枯死の範囲を粗く示したもので、西方約 4km、北方約 6km に及び、面積は枯死で 44km²、半枯死で 125km² であった。

Xe-133、I-132、Te-132/I-132、Cs-134、Cs-137 といったガス状・揮発性の放射性物質が大気放出の中心であった福島に比べ、チェルノブイリの場合は、炉心そのもので爆発が生じたため、Zr-95/Nb-95、Ba-140/La-140、Ru-103、Ru-106、Ce-141、Sr-90、Np-239 といった不揮発性核種の汚染が加わり強烈な

放射線被曝が生じた。事故から約 2 ヶ月間のガンマ線被曝量は枯死域で 80~100Gy、半枯死域で 10~20Gy と見積もられ、その大部分はβ線であったとされている。

最近、Watanabe ら(2015)[8]は、福島原発周辺の高レベル汚染地域でモミの木の形態異常を報告しており、福島においてもβ線を含めた環境中動植物の被曝評価が必要であろう。

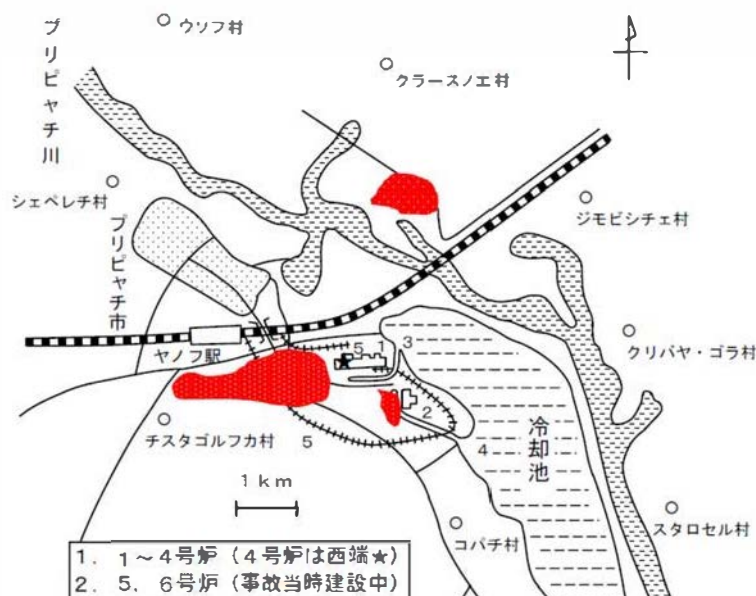


図1. チェルノブイリ原発周辺 10km 圏地図とレッドフォレストの位置. 地図は様々な資料を基に今中が作成. レッドフォレストの位置は Kozubov[7]より.

3. げっ歯類への影響

ベラルーシ遺伝学研究所の Goncharova ら (1998) [9]は、1986 年から 1996 年にかけて Cs-137 汚染レベルの異なるベラルーシの森 4 カ所 (図 2) から野ネズミを捕獲し、Cs-137 蓄積量、染色体異常、胎児死亡などの観察結果を報告している。

- ①：ピルクツキー自然保護区 (ミンスク近郊、チェルノブイリ原発の北西 330km、Cs-137 汚染量 8kBq/m²)
- ②：ベレジンスキー自然保護区 (ビテプスク州、北北西 400km、18kBq/m²)
- ③：マイスク村近郊 (ゴメリ州ブラーギン地区、北 60km、90kBq/m²)
- ④：バブチン村近郊 (ゴメリ州ホイニキ地区、北北西 40km、1526kBq/m²)

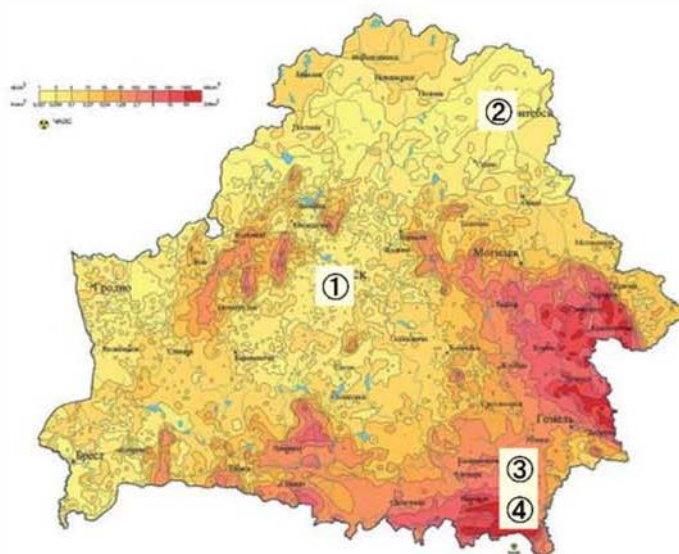


図 2. Goncharova らのベラルーシ国内調査地。

表 1 は、ハタネズミの体内放射エネルギーの推移である。興味深いのは、事故が起きた 1986 年に比べ、1987 年や 1988 年の方が大きな値を示していることである。Goncharova らは、エサである植物への移行に時間遅れがあるためだろうと述べている。

表 1. 野生ハタネズミの体内放射エネルギー (1986-1996 年)

サイト	年	捕獲動物数	全身ガンマ線放射エネルギー (Bq/kg)			
			最低値	最大値	平均値	U-検定
1	1986	27	41	525	187	
	1987	46	38	926	274	*
	1988	24	5	750	245	n.s. ⁽¹⁾
	1989	75	5	429	118	*
	1991	15	5	625	140	n.s.
	1996	30	4	20	6	**
	1986-1996	217	4	926	160	
2	1991	20	5	1524	565	
	1996	40	4	108	25	*
	1991-1996	60	4	1524	205	
3	1986	34	38	78070	9293	
	1988	91	111	215196	23623	**
	1989	142	1237	41501	10591	**
	1991	53	757	25293	5587	**
	1996	18	85	344	162	**
	1986-1996	338	38	215196	12629	
4	1986	42	67	78070	17202	
	1987	65	3885	145410	26503	**
	1988	174	58	950100	81966	**
	1989	176	3636	463741	44407	**
	1990	13	4724	22016	13272	**
	1991	129	654	55132	11191	**
	1996	49	148	4528	1204	**
	1986-1996	648	58	950100	40429	

(1) 有意な違いなし。* p<0.05, ** p<0.01 : 各サイトでの 1986 年との比較。

表2は、ハタネズミ骨髄細胞の染色体の構造異常と倍数性変異を観察した結果である。②～④地域では①地域に比べて大きな構造異常が観察されている。倍数性については、③と④地域で大きな異常が観察されている。表3は、捕獲した妊娠雌の胎児を観察した結果である。②～④地域における野ネズミの胎児死亡率は調査期間を通じて増加していた。ハタネズミの寿命は短く1年間に新しく2～3の世代が生まれる。したがって、1986-1996年の間に約20～22世代を経たと考えてよい。ハタネズミの被曝状況は1991年までにかかなり低下したことを考えると、後半の世代(12～22世代)の体細胞や生殖細胞の感受性が、もっと大きな被曝を受けた1991年以前の世代(1～10世代)に比べ大きくなっていることを示している。すなわち、野生のハタネズミにおいては、低レベル放射線被曝の影響に対する適応反応は調査期間全体を通して認められなかった、とGoncharovaらは述べている。

表2. ハタネズミの骨髄細胞に観察された染色体異常と倍数性変異(1986-1991年)

サイト	年	観察動物数	観察細胞数	染色体異常頻度(%)	倍数性変異頻度(%)
1	1986	10	997	0.40	0.50**
	1988	3	310	0.65	0
	1991	6	741	1.12*	3.51** ^{xx}
	1986-1991	19	2048	0.69	1.51
2	1991	20	2164	1.11**	4.25**
	1992	17	1995	1.22**	1.65** ^{xx}
	1991-1992	37	4159	1.17	3.01
3	1986	18	2011	1.71**	1.19**
	1988	21	2380	1.75**	8.87** ^{xx}
	1991	16	1824	2.54**	9.27**
	1986-1991	55	6215	1.96	6.50
4	1986	16	1743	1.27**	0.23**
	1987	36	3973	1.14**	7.50** ^{xx}
	1988	27	2883	1.77**	5.86** ^{xx}
	1991	30	4166	1.86**	12.31** ^{xx}
	1986-1991	109	12765	1.53	7.71

* p<0.05; **p<0.01: サイト2で1981-1983年に得られた値との比較.

^{xx} p<0.01: 前年のデータとの比較(χ²乗検定)

表3. 野生ハタネズミの胎児死亡率

サイト	年	観察妊娠雌数	着床失敗(%)	死亡胎児(%)	全胎児死亡率(%)
2	1991	12	0	5.36	5.36
	1992	19	2.20	1.12	3.30
	1996	7	12.50	0	12.50
	1991-1996	38	3.74	2.27	5.88
3	1988	4	0	0	0
	1989	30	5.80	0.77	6.52
	1991	14	8.45	1.54	9.86
	1996	3	20.00	8.33	26.67
	1988-1996	51	7.32	1.33	8.54
4	1988	14	3.17	1.64	4.76
	1989	40	4.48	1.56	5.97
	1991	21	9.90	4.40	13.86
	1996	11	13.73	9.09	21.57
	1988-1996	86	6.73	3.19	9.62*

* p<0.05, サイト2の値との比較(χ²乗検定).

4. 魚類への影響

ロシア科学アカデミー・エコロジー進化問題研究所の Ryabov (2002) [10]は、チェルノブイリ原発事故による魚の放射能汚染と異常について報告している。Ryabov が調査の対象とした5つの水域の位置を図3に示す。

チェルノブイリ原発冷却池の魚の Cs-137 濃度は、1986年に最大で 500kBq/kg-w であった。図4は、冷却池に生息していたソウギョ (grass carp) の内部被曝量の推移である。事故が起きた1986年は1000rad (10Gy) 近くの被曝量となっている。冷却池に生息していた魚には生殖器等に様々な異常が認められ、不妊化が生じていた。ハクレン (silver carp) は事故後も繁殖したが、2年目、3年目には背びれや腹びれの彎曲、短縮といった形態異常が多く認められた。図5は、1992年に観察されたハゼ (tube-nose goby) の形態異常で、口腔内で眼球が発達していた。

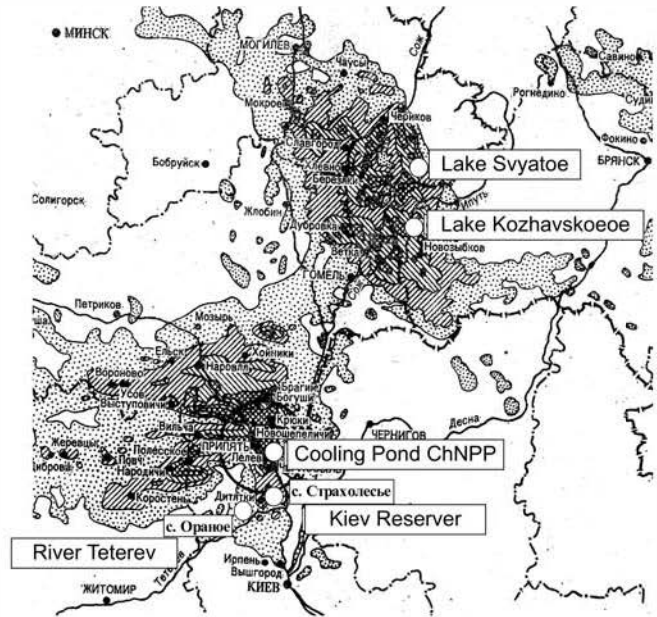


図3. Ryabov らの調査水系[9].

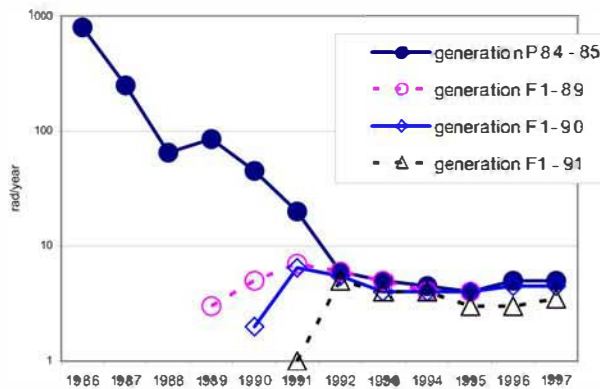


図4. 冷却池ソウギョの内部被曝量.

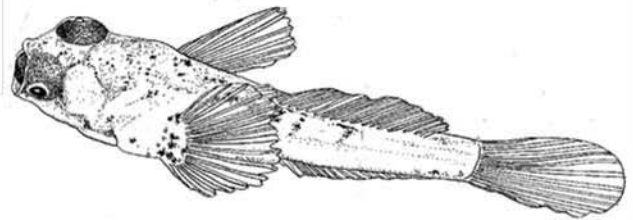


図5. 冷却池ハゼの形態異常.

図6は、キエフ貯水湖のコイ (bream) とカワカマス (pike) の筋肉中放射能濃度である。草食のコイに比べ、肉食のカワカマスの方が、放射能濃度のピークが遅れていることがわかる。1986年頃のカワカマスの被曝量は年間0.1~0.2Gyだった。キエフ貯水湖の魚からは、生殖腺などの形態異常が観察されている。

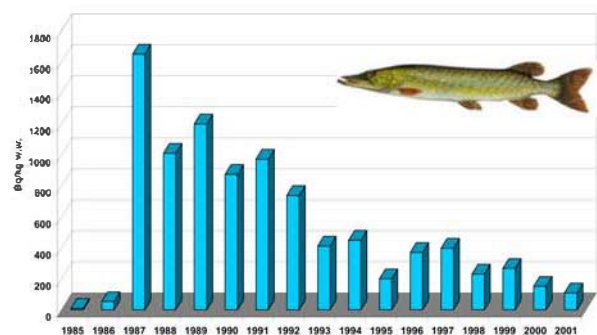
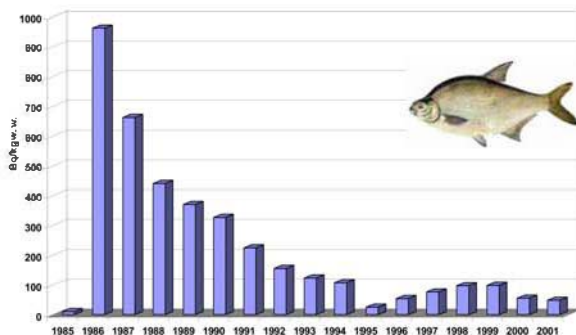


図6. キエフ貯水湖のコイ (左) とカワカマス (右) の筋肉中 Cs-137 濃度.

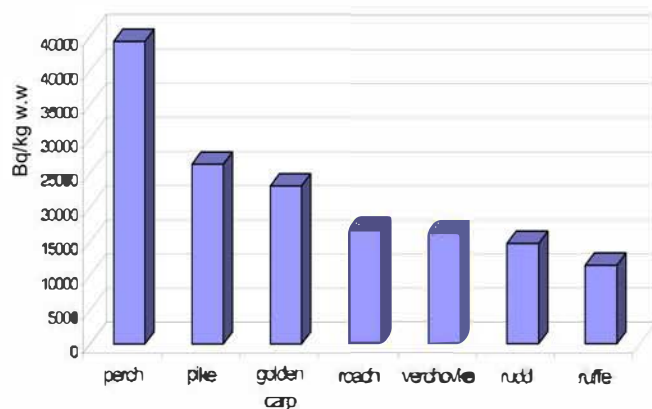


図7. Svyatoye 湖の魚の放射能濃度. 1998 年 5 月.

図7は、チェルノブイリ原発から 225km 離れたベラルーシ・モギリョフ州の Svyatoye 湖の魚の筋肉中 Cs-137 濃度である。この湖は水の入替わり速度が小さいため汚染が大きく、最大で 120kBq/kg ww のスズキ (perch) が観察されている。図8は、1998 年 5 月に Svyatoye 湖で捕獲したカワカマスで、上顎やヒレなどの形態異常が認められた。魚齢は4歳で、積算被曝量は 2.5Gy と見積もられている。

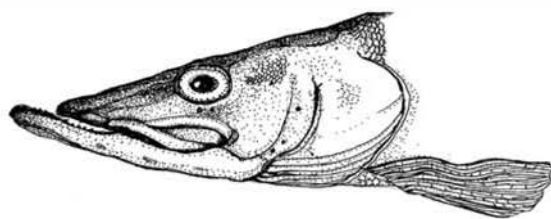


図8. Svyatoye 湖のカワカマスの形態異常. 1998 年 5 月.

5. 総説

チェルノブイリ事故から 20 年を機に、IAEA、WHO といった国際組織と被災3カ国の代表によるチェルノブイリ・フォーラム報告(2005)[11]の中では、第6章が周辺動植物への影響に関する総説となっている。また、ロシア・放射能農業エコロジー研究所の Geras'kin ら(2008)[12]は、チェルノブイリ 30km 圏内の動植物への影響に関する論文をレビューし、本稿で紹介した Kozubov らや Goncharova らの仕事も引用している。図9は、Geras'kin らの論文を基に作成したチェルノブイリ周辺 30km 圏内での動植物影響のまとめである。図9によると、自然放射線の数 10 倍のレベルから影響が観察されている。福島第1原発周辺では、事故から4年以上たっても $10\mu\text{Sv/h}$ 以上と、事故前の 200 倍を超えるレベルの汚染地域があり、動植物に対する継続的な調査が必要である。

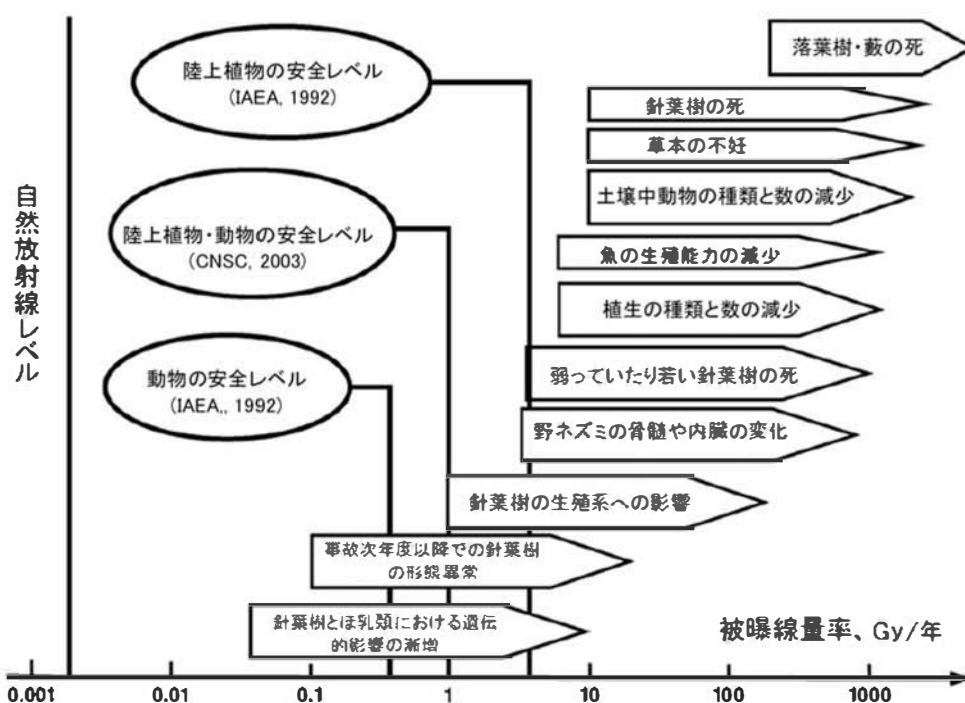


図9. チェルノブイリ原発周辺 30km 立入禁止ゾーン内で観察された動植物への影響のまとめと IAEA などによる安全レベル勧奨値. CNSC : Canadian Nuclear Safety Commission.

6. おわりに

本稿では、チェルノブイリ事故による動植物への影響について、被曝影響であることが確かと思われる事例を、周辺松林の枯死、野ネズミの異常、汚染水域の魚の異常について紹介した。環境に放出された放射能の種類と量を考えると、事故直後は、福島に比べチェルノブイリの汚染の方が深刻だったことは確かで、福島では松林枯死のような劇的な環境変化は観察されていない。しかし、Hiyama らや Akimoto の報告は、キチンとした観察が行われていないところで福島でも大きな影響があった可能性を示唆している。また、福島のカシの木の状態異常を報告している Watanabe らのデータは、長期的な観察が必要なことを示している。

これからの汚染の主役は半減期 30 年の Cs-137 であり、高汚染地域の放射線レベルが事故以前の状態に戻るには、100 年、200 年の時間が必要となる。避難地域において“こぼれた水をコップに戻すような”除染を急ぐより、まずは 100 年先を見越しながらものごとを考える必要があると感じている。

文献

1. 今中哲二「チェルノブイリをみつめなおす：20 年後のメッセージ」原子力資料情報室、2006。
<http://www.rii.kyoto-u.ac.jp/NSRG/etc/Che20Final20060406-a.pdf>
2. 今中哲二編「チェルノブイリ事故の実相解明のための多角的アプローチ」KURRI-KR-139、2008。
<http://www.rii.kyoto-u.ac.jp/NSRG/tyt2004/CherTYT2004.htm>
3. 今中哲二「放射能汚染と災厄：終わりになきチェルノブイリ原発事故の記録」明石書店、2013。
4. Hiyama A. et al, The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. Scientific Reports 2012. <http://www.nature.com/articles/srep00570>
5. Akimoto S. Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout? Ecology and Evolution 2014.
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.949>
6. Moller A.P. et al, Differences in effects of radiation on abundance of animals in Fukushima and Chernobyl. Ecological Indicators 24:75-81, 2013.
7. Kuzubov G.M. et al, The map-scheme of radiation damage of Coniferous Forest in the region of accident on the Chernobyl Nuclear Power Station. Institute of Biology, Komi scientific center of Science Academy USSR. 1991.
8. Watanabe Y et al, Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Sci. Rep. 2015. <http://www.nature.com/articles/srep13232>
9. Goncharova R & Riabokon N, Results of Long-term Genetic Monitoring of Animal Populations Chronically Irradiated in the Radiocontaminated Areas. KURRI-KR-21 1998.
<http://www.rii.kyoto-u.ac.jp/NSRG/reports/kr21/kr21pdf/Goncharova.pdf>
10. Ryabov Long-Term Observation of Radioactivity Contamination in Fish around Chernobyl. KURRI-KR-79 2002. <http://www.rii.kyoto-u.ac.jp/NSRG/reports/kr79/kr79pdf/Ryabov.pdf>
11. Chernobyl Forum. <https://www.iaea.org/sites/default/files/chernobyl.pdf>
12. Geras'kin S.A. et al, Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. Environment International 2008. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412007002474>

Short Review of Studies on the Radiological Impact by the Chernobyl NPP Accident on Plants and Animals

Imanaka T

Research Reactor Institute, Kyoto University

Several studies were reviewed about radiation effects on plants and animals by the Chernobyl NPP accident. Pine trees received lethal dose of radiation in substantial areas near Chernobyl NPP, forming so-called “red forest”. Increased levels of chromosome aberration in bone marrow cells were observed in rodents of contaminated areas in Belarus. Deformations of fishes were observed in pond and lakes in Ukraine and Belarus.

E-mail of Imanaka T: imanaka@rii.kyoto-u.ac.jp

原発事故による環境異変と電磁波被曝の環境影響

荻野晃也
電磁波環境研究所

【1】はじめに

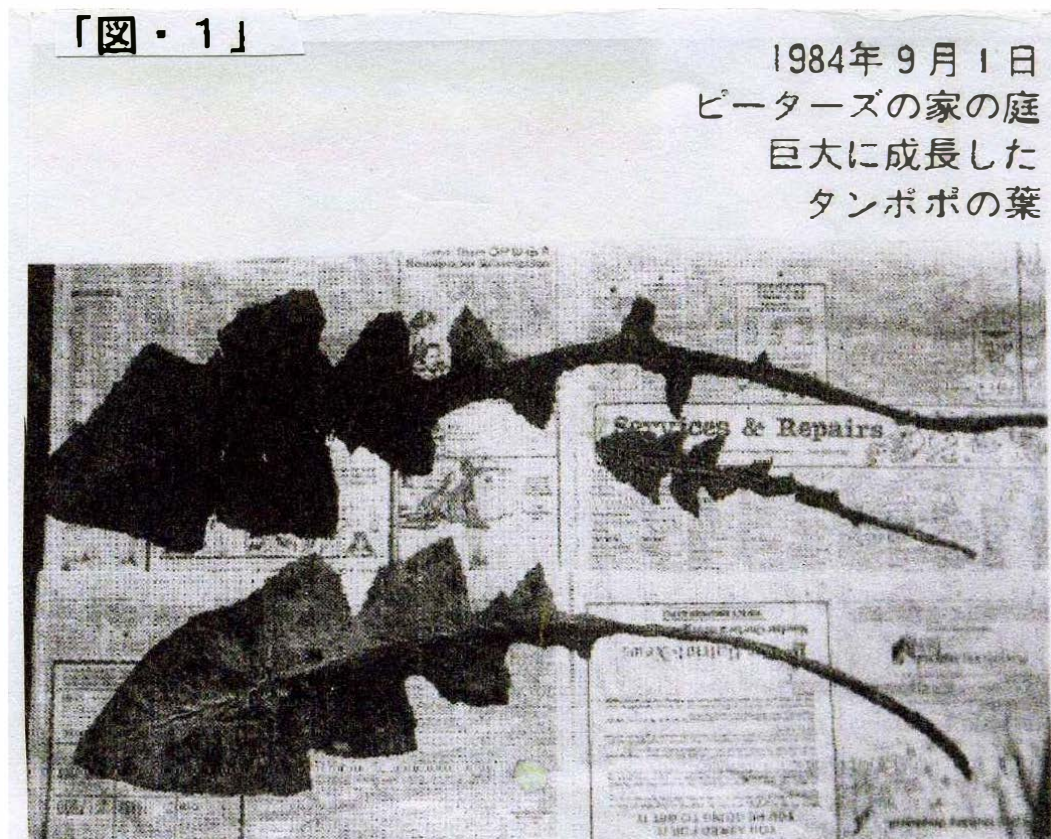
私は定年後 12 年が経過し原子力問題から離れて現在は電磁波問題に取り組んでいますが、広い意味での電磁波被曝の環境影響に興味を持ち続けていましたので話をさせて頂くことにしました。私自身は研究現場から離れていますので、大学にいた時に経験した原発事故による「環境異変」のことを思い出しながらの話であり、その上で現在関心を寄せている非電離放射線（いわゆる電磁波）の「環境影響」に関する問題点をも紹介することにしました。電離放射線も非電離放射線も生物に対して極めて類似した効果があることが、最近になって明らかになってきていますし、電磁波被曝による生物への影響効果に関する研究も多いのですが、あまり知られていないように思うからでもあります。

【2】TMI 事故の際の環境異変

1979 年 3 月に発生した米国・スリーマイル島（TMI）事故の調査に行ったのは、1979 年の秋のことでした。京都精華大学の中尾ハジメさんたちと一緒に TMI 原発周辺の住民たちとお会いし、色々な話を聞きました。そのことに関しては「スリーマイル島」⁽¹⁾ に詳しく書かれていますので参考にして下さい。ここでは、私が記憶している問題点を述べることにします。

①異変現象：現地の方々の証言は「紫色の雲が低く流れてきた」「その雲が通り過ぎた後では、木の上部の葉が枯れてしまった」「金属をなめる様な変な味がした」「吐き気がした」などです。危険を感じた住民の中には移転する人も多く、アチコチに「売家」の札があったことが印象的でした。

②住民の測定結果：米国には核戦争に備えて「核シェルター」や「測定器」を持っている人が多いのです。「測定器」は「核シェルターの付属品」の電離箱式の物で、最高が 1000 レムでした。秋に行っ



た時も何人の方が僅かな変化記録を取っておられたので、その記録と測定器とを持って来て頂きました。雨の時に目盛が増えるようで「湿度増によるリーク電流増加が原因だろう」と説明しました。

③**放出・放射能**：事故での放出放射能では汚染水の放出などにも問題がありますし、ヨウ素 131 に関しては、米国の公式発表と故・瀬尾健氏（当時は京大原子炉実験所・助手）の推定値との間では約 1000 倍もの相違だったと思います。米国内で、瀬尾氏の様に放出ヨウ素を推定する研究者が全くなかったためもあって、瀬尾氏は住民の依頼で米国へ行き、推定値の報告をしたはずですが、汚染水に関して、米国の発表では「希ガスは放出したが、原子炉内からの汚染水は放出されていない」とのことでしたが、私は放水口までボートで行き、川泥を採集したのですが、福島事故でも話題になったセシウム 134 が多量に検出され、その割合から考えても「事故による汚染水の放出」であることは明らかでした。

④**住民の発ガン調査**：住民の方々が独自で TMI 原発周辺での発ガン調査をなされていて、多くの発ガンが起きているとの結果でしたが、政府や州や科学者などは「その様な影響が出るはずがない」として調査をしようとしなかったはずですが、住民も訴訟を起こしたのですが、その訴訟も住民が敗訴し、結局は「何もなかった」ことになってしまったのでした。

⑤**異変調査**：我々も異変に関する調査を現地で行う必要を感じましたので、滞在期間が短いのですが計画を立てました。事故後「道端の草の葉が白く変化している」との話なので、その調査をすることとし、まず「予備調査」をすることにしました。しかし、色々と調べた結果「最近になって散布した除草剤による可能性が高い」との結論になり、調査を断念しました。

⑥**タンポポの葉の巨大化**：その後、住民のオズボーンさんが「巨大化したタンポポの葉」を採集されていると言う情報が入り、オズボーンさんを日本に招待しての講演会が企画されました。「図・1」がその際に持参された写真で、その講演録が本「放射能の流れた町」⁽²⁾ になっています。この「タンポポの葉の巨大化」は話題になり、オズボーンさんの講演から数ヶ月後に、民放TV局が有名人を派遣して「どこを探しても巨大な葉が見つからない」との否定するルポを放送したこともありました。

⑦**圧力容器内・残留水中の藻**：6～7年ぐらい経過した後のことだったと思いますが、原子炉内から熔融核燃料を取り出す為に蓋を開けたのですが、水が濁っていて中が見えず藻が異常発生していたために困ったそうです。結局は、過酸化水素水を多量に投入して藻を殺したそうですが、それらの藻は「いずれも新種だった」と報道されたはずですが、私の知る限りは、今なお「藻の研究報告書」は出ていないように思います。報道が間違いだったのでしょうか？また福島原発の場合も関心を持って炉内状況の報告を待っているのですが、藻の様な生物は繁殖してはいないのでしょうか？

【3】チェルノブイリ事故の際の環境異変

今中さんの案内でチェルノブイリ事故の調査に行ったのは、2000年3月のことでした。環境異変に関しては今中さんが話されますので、小生は以前から関心を持っていた「巨大化」のことや、私が直接に関係した測定結果などに限定して紹介することにします。

①**放射能の放出**：チェルノブイリ事故による放出放射能はスウェーデンで高い数値が検出されたことで、ソ連政府もチェルノブイリ事故を発表せざるを得なくなったのですが、そのことを私が知ったのは1986年4月29日の新聞でした。連休中でしたが、私は宇治市にある「京都大学工学部原子核工学教室の放射実験室」の屋上に「ダストサンプラー」を設置して、すぐに測定を開始しました。1日ごとにフィルターを交換して、それを「Ge(Li)検出器」で測定しつづけたのです。その内の「ルテニウム 103」の生データ図がありましたので、それを「図・2」としました。その図の一番左下の3ヶの「×印」は測定限界以下を示していて、黒丸が測定値です。測り続けているうちに、日数とともに減衰して行きましたが、科学技術庁は5月20日に「減衰した」として測定を中止しました。中止した日も図中に示していますが、その後から再び大幅に上昇していることがわかります。地球を一廻りし

ルテニウム-103



③被曝線量：汚染食品の摂取による内部被曝線量がどの程度なのか・・・は重大な関心事でした。チェルノブイリ原発からの放射能の直撃を受けた欧州では大問題だったのですが、日本でもその問題に関心を持たれたことは言うまでもありません。小生も食品の摂取による内部被曝線量の推定を行うことを考えて、多くの食品を測定しましたが、特にイタリア産パスタによる内部被曝線量に注目しました。毎年、一定量のパスタが輸入されていますので、その全量を日本人が消費すると考えて良いですから、そのパスタの汚染を測定すれば「パスタのみによる内部被曝量」が推定できるからです。52 件のパスタを測定し、セシウム 134+137 の平均値から推定した成人の結果が「年間で 0.026 ミリレム」でした。ところが、科学技術庁から 1986 年 7 月に発表した全放射能での内部被曝線量（推定値）は「年間の

平均 0.009 で、最高でも 0.014 ミリレム」と言う値だったのです。私の測定結果との違いをメディアが聞いたそうですが、「輸入食品は考慮していない」との回答だったそうです。1987 年 5 月に発表された原子力安全委員会の報告書では「全体で年間 0.14 ミリレム」に変更されたのですが、セシウムの寄与は「0.01~0.02 ミリレム」でした。同じことが今も起きているのではないかと心配になります。貝などでは「銀 110」の濃縮係数が高く、チェルノブイリ事故でも計測されたのですが、福島事故では報告を見たことがありません。福島事故の実情が本当に明らかになっているのでしょうか？

④環境影響：チェルノブイリ事故の環境影響に関しては、当初のソ連政府からは「大きな問題は無い」との話ばかりでした。しかし、ゴルバチョフ大統領による「ペレストロイカ」「グラスノスチ」政策が始まったことで、3 年後ぐらいから「異変報道」が出てきました。「6 本足の小牛」の写真などは衝撃でした。家畜の奇形は幾つもの写真に掲載されたと思います。「巨大化」現象に関しても、「小牛の様に大きな鶏が発見された」との新聞報道もありましたが、写真が無くて信じることはできませんでした。その中に「メタセコイヤの葉の巨大化」の写真があり、その後の研究で「被曝によって成長・抑制ホルモンが被曝影響でバランスが崩れている」との論文が発表されたことを覚えています。事故後には近隣の森林が広範囲に茶色変色したことは有名ですが、私も「年輪に異常が現れているのではないかと考えて、原発から約 3km 離れたプリチャピ市の遊園地で木を切って頂き、その年輪中の「C14 測定」を「AMS 法」で測定することを計画したのですが、京大で計測するには「C14 濃度」が低く困難な事がわかり断念しました。その際には持参した簡易測定器で汚染測定をもしましたので、その値を「表・1」にしました。測定器は小型の GM 式で BG が 0.2 μ Sv/h でした。ナロジチ村では住民の方々が必死になって除染されているのに感激しましたし、消滅した周辺の村の記念碑もありました。福島原発周辺の 14 年後はどんな状態になっているのでしょうか？

「表・1」
チェルノブイリ原発周辺の汚染状況(2000年3月26、27日)

測定場所	平均値(μ Sv/h)	最大値(μ Sv/h)
チェルノブイリ原発		
玄関入口前広場	0.5(地上1m)	
石棺から約500m	5(バス車内)	
石棺から約200m	25(地上1m)	
線路上の橋(東約2km?)		2(地表面)
プリチャピ市		
市の入り口付近		6(バス車内)
遊園地(舗装広場)	1(地上1m) 5(地表面)	2(地上1m) 8(地表面) 10(地表面) 20(地表面) ~3(地表面)
遊園地(舗装小道)		
遊園地(草地)		
チェルノブイリ市宿舎	0.2(2階居室)	
ラッソハ村核廃棄物置場	0.2(バス車内)	0.4(バス車内)
コロコッド村(東南約10km)	0.4(地上1m)	0.5(地上1m)
ナロジチ村役場(舗装道路)	0.2(地上1m)	
公園(黒い土)		0.4(地表面)

(注)測定器はセシウム137で校正されたGM型。BGレベルは0.2 μ Sv/h程度を表示。
 週刊金曜日 2000.4.28 (313号)

い」との話ばかりでした。しかし、ゴルバチョフ大統領による「ペレストロイカ」「グラスノスチ」政策が始まったことで、3 年後ぐらいから「異変報道」が出てきました。「6 本足の小牛」の写真などは衝撃でした。家畜の奇形は幾つもの写真に掲載されたと思います。「巨大化」現象に関しても、「小牛の様に大きな鶏が発見された」との新聞報道もありましたが、写真が無くて信じることはできませんでした。その中に「メタセコイヤの葉の巨大化」の写真があり、その後の研究で「被曝によって成長・抑制ホルモンが被曝影響でバランスが崩れている」との論文が発表されたことを覚えています。事故後には近隣の森林が広範囲に茶色変色したことは有名ですが、私も「年輪に異常が現れているのではないかと考えて、原発から約 3km 離れたプリチャピ市の遊園地で木を切って頂き、その年輪中の「C14 測定」を「AMS 法」で測定することを計画したのですが、京大で計測するには「C14 濃度」が低く困難な事がわかり断念しました。その際には持参した簡易測定器で汚染測定をもしましたので、その値を「表・1」にしました。測定器は小型の GM 式で BG が 0.2 μ Sv/h でした。ナロジチ村では住民の方々が必死になって除染されているのに感激しましたし、消滅した周辺の村の記念碑もありました。福島原発周辺の 14 年後はどんな状態になっているのでしょうか？

【4】電磁波被曝の環境影響

私が電磁波問題に本気になって取り組み始めたのは、「伊方原発訴訟」が 1992 年に最高裁でも負けてしまった後からでした。それ以来「Ionizing Radiation (放射線)」と「Non-Ionizing Radiation (電磁波)」との類似性に関心を持ち続けてきましたので、電磁波のことも知って欲しいと思い、この研究会でも話しをさせて頂くことにしたのです。「福島原発事故による放射能の生物影響」を調査するためには、今やアチコチに通信タワーが建設されていて避けることの出来ないケータイ電話の様な「電磁波」の影響も交絡因子として考慮する必要があるのではないかなと思うからでもあります。ご存知の方も多いでしょうが、「電磁波の影響」に関して、小生なりに下記の項目での問題点を簡単に紹介することにします。

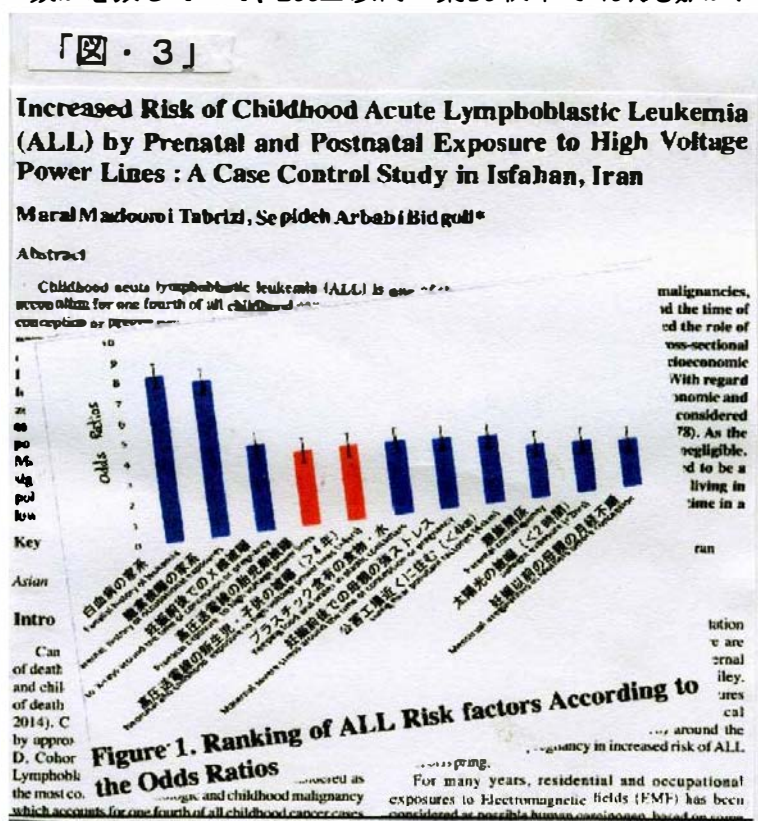
①電磁波と進化の関係：生命の誕生と生物の進化の問題に関しては、色々な説がありますが、その中でも「電磁波との関係が深いのではないかと私は考えています。生命の誕生に「深海説」がありますが、地磁気や極低周波などの電磁波は深海でも届きますし、両者があることでイオンなどの螺旋運動も可能だからです。また、浅い海へ移動して光合成が進みましたが、酸素の存在が生物に悪影響を及ぼすはずで。それに耐えられるようにメラトニンなどの抗酸化ホルモンが分泌されてきたのです

が、それも電磁波と深い関係があることが知られています。進化過程で何度も大絶滅が起きているのですが、その時期と地球磁界の逆転時期とが良く対応していることも気になります。私が電磁波問題に関心を持った切っ掛けは、地球のサイズと共振し、「地球上に分布しているシューマン共振・電磁波」と「人間の脳波」とか極めて良く似ていることでした。その上で「地球環境問題は電磁波問題でもある」と考える様になりました。「オーロラや磁気嵐などの現象」「核の冬や原発事故に代表される放射線」「オゾンホールや紫外線」「LED 照明の青色光とメラトニン」「地球温暖化と赤外線」「携帯電話などの高周波」「送電線や電化製品の極低周波」「シューマン電磁波」「地球磁界の静磁界」などが考えられるからで、電磁波の窓効果と生物の進化も関連性がある様に思っています。

②生物と電磁波の関係：生体は電気信号と深い関係があります。人間の背中や脳などは+で、手足の先が-ですが、その差は 0.1V ぐらいです。心臓も 0.1V 程度で鼓動していますし、カルシウム・イオンとも関係が深いのです。サンショウウオとカエルの腕を切り落とした後の電位差を測定した研究がありますが、電位差の変化が大きく異なっていてサンショウウオでは組織再生が行われます。再生能力とガンの発生を比較した研究がありますが、再生能力の高い動物の方がガンになりにくい様です。極低周波被曝と小児ガンに関する疫学研究は 70 件以上あり、多くが増加を示しています。その最新の 2015 年の Tabrizi 論文⁽³⁾の一部を「図・3」にしました。小児白血病（ALL）の増加率が「高圧送電線での被曝」と「妊娠前後での X 線被曝」とでほぼ同じ値になっていることに驚いたのですが、今後の研究が待たれます。また、以前から原爆の被曝者の発ガンに関して「Promotion」と「Initiation」とが問題になっていますが、同じ問題が携帯電話の電磁波による脳腫瘍などの発ガンや細胞レベルの変異でも指摘され始めています。

③電磁波被曝による生物への影響：鳥・虫・植物などの生物を対象とした影響論文が多数あります。以前から「地磁気と植物成長」「送電線と大型動物の睡眠方向」「雷などの空間電界とキノコ成長」「磁気嵐と病気の増加」などは良く知られていて、ロシアでは新聞に「磁気嵐情報」が掲載されているほどです。また人間への影響だけでなく、動植物への影響問題にも関心が高まって来ています。その典型研究が 2005 年の Balmori 論文⁽⁴⁾ だろうと思います。スペインの論文ですが、基地局周辺のシュバシコウ（コウノトリの仲間）の巣中の雛の数が急減していて、200m 以内の巣 30 個中で 40%も雛がおらず、300m 以遠では 3.3%だったことを指摘したのです。これ以外にも「家スズメ・ハチ・アリ・オタマジャクシ・渡り鳥・コウモリ・ライチョウ・メダカ・イナゴ」などの動物や「ポプラ・大豆・トマト・アオウキクサ・ヒマワリ」などの植物の異変も報告されています。悪影響が 100%確定したというわけではありませんが、多くの研究報告がありそのレビュー論文⁽⁵⁾の一部を「表・2」に紹介します。精子への悪影響論文も多数あるのですが、最終的にはどのような結果になるのでしょうか？最近でも東北大学から「LED 照明の青色光被曝と昆虫死」の論文⁽⁶⁾が発表されています。

④影響メカニズム：放射線と同様に色々な「メカニズム」が指摘されていま



「表・2」

Table 1

General overview of effects and no-effects studies across articles types, endpoints and species groups.

General findings of articles		Effect	No effect
	Count		
Included in review (including 80 articles, 4 reviews and 18 articles from these reviews)	113		
Finding an effect	74		
Not finding an effect	39		
Laboratory studies	106		
Field studies	8		
Endpoints investigated	152		
	Effect	No effect	
<i>Subdivision of articles among species</i>			
Birds	18	8	
Insects (including bees, fruit flies and ants)	15	2	
Other vertebrates (mostly animal models)	25	25	
Other organisms (nematodes, bacteria, etc.)	4	0	
Plants	12	4	
<i>End points studied in screened articles</i>			
Birds	20	18	
Growth	3	4	
Development	4	3	
Fertility/reproduction	4	8	
Behaviour/stress	3	0	
Mutation	4	0	
Mortality	0	1	
Population decline	2	2	
Insects	22	3	
Growth	-	-	
Development	-	-	
Fertility/reproduction	-	-	
Behaviour/stress	-	-	
Mutation	-	-	
Mortality	-	-	
Population decline	-	-	
Other vertebrates	35	27	
Growth	4	1	
Development	9	5	
Fertility/reproduction	7	11	
Behaviour/stress	13	7	
Mutation	1	1	
Mortality	1	2	
Population decline	-	-	
Other organisms	4	0	
Growth	2	0	
Development	-	-	
Fertility/reproduction	-	-	
Behaviour/stress	2	0	
Mutation	-	-	
Mortality	-	-	
Population decline	-	-	
Plants	22	2	
Growth	12	0	
Development	3	0	
Fertility/reproduction	1	0	
Behaviour/stress	3	1	
Mutation	3	1	
Mortality	-	-	
Population decline	-	-	

すが、今だ確定はしていません。色々な複雑なプロセスを経由しているようですが、酸化ストレスなどが重要なポイントになっているようで、免疫系が問題になっていることだけは確かなようです。国際放射線防護委員会 ICRP と良く似た国際非電離放射線防護委員会 ICNIRP の極低周波に関する 2010 年の「新ガイドライン」では、以前よりも値をゆるくして発表されました。その理由は「疫学研究の影響効果」を採用しないことにしたからなのです。2016 年中には携帯電話などの高周波に関する新ガイドラインが発表されるはずですが、それも疫学研究を除外するのかどうか注目が集まっています。

⑤各国の動きなど：ICRP と ICNIRP は良く似た組織ですし、原発問題と電磁波問題も良く似た構造を持っているように思います。国際ガン研究機関 IARC が「極低周波に関して 2B (発ガンの可能性あり Possible)」に指定したのは 2001 年で、2011 年には「携帯電話などの高周波も 2B」に指定したのですが、それを受けて EU 諸国を中心に厳しい値の規制が進められています。先進国で最もゆるい基準値を採用しているのが日本なのです。また最近、野鳥の激減が世界的に問題になっています。2014 年には「米国・内務省」が「国立通信情報局」に対して「野鳥の激減理由」として通信タワーなどの可能性を指摘し調査依頼を出しているのですが⁽⁷⁾、その根拠として幾つもの影響研究を引用しています。2015 年には「電磁界と無線技術から人と野生生物を保護しよう」との世界中の科学者 190 人のアピール⁽⁸⁾ が国連に提出されています。また、「電離放射線と非電離放射線との類似と相違に対する放射線防護原則に関する国際会議」が 2014 年に ICNIRP/ICRP/WHO などの共催で開催されており⁽⁹⁾、防護原則に関して電離放射線と非電離放射線とで統一的に取り扱う必要性が議論されたようです。

「高周波では熱効果の敷居値説のみを採用」して、「極低周波の刺激効果だけの採用」と同じようにする可能性もありますが、いずれにしる数多くある「影響ありの疫学結果」をどのように取り扱うのか、「予防原則・思想をどうするのか」などに関して論争が行われています。

【5】おわりに

小生が過去に経験した原発事故と環境異変に関して述べ、現在、関心を寄せている電磁波問題に関して紹介しました。昨年の研究会での発表を聞いていて、研究をなさっておられる場所は、携帯電話が使用できるような場所なのではないか・・と感じたこともあり、もしそうであれば「交絡因子」として電磁波被曝も考慮しておいて欲しいと考えたのです。勿論、携帯電話・基地局の無い(はず?)の高汚染地域での研究を進めて欲しいとの願いもあったからです。そんなことから最後にお話した「☆おわりに」を「表・3」としました。故・市川定夫・埼玉大学教授がなされていた「ムラサキツユクサ」の研究⁽¹⁰⁾が今なおなされていないことや、最近になって電磁波影響研究で増加してきている「マイクロRNAの研究」も「福島事故での影響研究では行われていないのではないか」と思って指摘させて頂きました。私はTMI原発とチェルノブイリ原発と

へ事故後に行きましたが、事故原発周辺での研究者の立ち入りを厳しく制限しているのは、残念なことですが日本だけのように感じています。事実を明らかにすることは、我々、日本の科学者の世界に対する責任ではないでしょうか？皆さんが協力して「事故原発周辺での環境調査が出来る様にする」と実現して欲しいと思います。

(追記) この研究会の直後の8月29日の新聞に「福島のもみ 生育異常」の見出しで、放射線医学総合研究所の論文⁽¹¹⁾のことが紹介されていました。早速、当日の各新聞を調べたのですが、「毎日新聞」「朝日新聞」「京都新聞」に掲載されていましたが、「読売新聞」「産経新聞」「日経新聞」には掲載されていませんでした。「朝日新聞の記事」には「原因究明 実験で」と見出しで、「中西友子・東京大教授」の談話が掲載されていたのですが、「・・・、もみの木の変化が本当に放射線の影響なのか、実験室で放射線を当ててどう変化が起きるのか確認する必要がある」のだそうです。原論文には「 $P=2.1 \times 10^{-58}$ 」となっているのに驚いたのですが、それとともに私は市川定夫さんのことを思い出したのでした。市川さんは「実験室レベルでのガンマ線照射でのムラサキツユクサの突然変異」を研究しておられたのですが、本当にやりたかったのは汚染した現場での研究だったのです。実験室での外部照射では生物の全体としての本当の影響はわからないからです。中西教授の談話を読んで「本末転倒ではないか」と思うとともに、「福島原発近くでの研究調査が急務である」と思ったことでした。

「表・3」

☆おわりに(私の感想も含めて)

科学技術に関する日本の選択は適切か:(例)50Hzと60Hzや加圧水型と沸騰水型の比較リスクはどうか？電磁波問題にも日本の研究すべき重要テーマがあるのに何故しない？「カルシウム漏洩」「精子影響」など環境問題に関しては、EU諸国のように「予防原則・思想」の広がることが重要ではないのか？Prevention思想とPrecaution思想の相違では？

マイクロRNAやムラサキツユクサの研究がなされていないように思えるのだが、何故なのだろうか？

放射能の環境影響研究の交絡因子として電磁波影響も重要では？最近では複合影響(放射線・X線・薬など)研究も電磁波研究では行われている。

研究会が立派な科学的成果を上げることを期待します。チェルノブイリ(当初は秘匿)よりもTMIの方が秘密主義だったのではないか。福島の場合はどうなのだろうか？心配になっている。福島原発周辺への希望する研究者全ての「調査立入り」を容易にして欲しい。

文献

1. 中尾ハジメ「スリーマイル島」：野草社（1981）
http://www.nakaoelekishack.net/?archives=three_mile_island
2. 弘中奈都子・小椋美恵子編「放射能の流れた町」：阿吽社（1988）
3. Tabrizi MM et al.: Asian Pacific Journal of Cancer Prevention, Vol.16 - (2015)
4. Balmori A: Electromagnetic Biology and Medicine, Vol.24(No.2)109-119(2005)
5. Cucurachi S et al: Environment International, Vol.51,116-140(2013)
6. Hori M et al.: Scientific Report, Dec 9;4:7383. doi: 10.1038/srep07383.(2014)
7. http://www.ntia.doc.gov/files/ntia/us_doi_comments.pdf
8. https://emfscientist.org/images/docs/international_EMF_Scientist_Appeal-Description.pdf
9. <http://www.icnirp.org/en/workshops/article/workshop-principles-2014.html>
10. 原子力技術研究会・編「原発の安全上欠陥」：第三書館（1979）
11. Watanabe Y et al.: Scientific Report, Aug 28;5:13232. doi: 10.1038/srep13232.(2015)

Ecological Effects of Nuclear Accidents and Electromagnetic Fields

Ogino K

Electromagnetic Wave Institute for Environmental Studies, Uji, Kyoto

I went to The Three Mile Island NPP site in 1979 and The Chernobyl NPP site in 2000 for the research of the ecological effects. In my presentation, I introduce results of measurements through my experiences and the radioactivity pollutions of those accidents. In addition, I mention several studies about the environmental effects of the non-ionizing radiations because similar creature influences could be seen between ionizing radiation and non-ionizing radiation.

E-mail of Ogino K: oginokoya@yahoo.co.jp

福島原発事故による周辺生物への影響に関する専門研究会

2015 年 8 月 10 日（月）、11 日（火）

京都大学原子炉実験所 事務棟会議室

プログラム

< 報告 20 分、質疑 5 分 >

◇ 8 月 10 日（月）

13:30~14:45 座長 福本学

1. 福本 学（東北大学加齢医学研究所）

福島原発事故被災動物の線量評価事業の立ち上げと経過

2. 田中 公夫（環境科学技術研究所）

低線量率ガンマ線長期照射マウスの寿命、染色体異常などの変化

3. 中島 裕夫（大阪大学医学部）

セシウム 137 の慢性的経口摂取で多世代にわたり低線量・低線量率内部被ばくを続けた子孫マウスでの生理的、遺伝的影響

< 休憩 14:45-15:00 >

15:00~16:15 座長 小澤祥司

4. 秋元 信一（北海道大学農学部）

福島県高線量地域におけるアブラムシ類の形態異常の年間、地域間変動

5. 平良 渉（琉球大学大学院理工学研究科）

汚染地域のヤマトシジミの調査とゲノム解析

6. 阪内 香（琉球大学大学院理工学研究科）

ヤマトシジミの被曝実験

< 休憩 16:15-16:30 >

16:30~18:25 座長 秋元信一

7. 岩佐 光啓（帯広畜産大学）

福島第一原発 14km 地点の放牧地と周辺環境における放射性物質の動態：セシウムの昆虫・無脊椎動物への蓄積および食性との関係

8. 藤原 慶子（京都大学原子炉実験所）

土壌中放射性セシウムのシマミミズへの移行・体内分布・滞留

9. 岩見 恭子（山階鳥類研究所）

福島第一原子力発電所事故によるツバメの巣の放射性セシウム汚染状況

10. 村瀬 香（名古屋市立大学大学院システム自然科学研究科）

階層ベイズと統計モデリングを通じて、原発事故が野生動物とヒトに与えた影響を考える

11. 田中 草太（京都大学大学院農学研究科）< 報告 10 分、質疑 5 分 >

節足動物の栄養段階からみる食物連鎖における放射性セシウムの動態

☆ 8月11日(火)

9:30~11:10 座長 鈴木 譲

12. 羽山 伸一 (日本獣医生命科学大学)

福島市に生息するニホンザルの筋肉中放射性セシウム濃度の推移と放射性物質が与える影響について

13. 山城 秀昭 (新潟大学農学部)

被災雄牛における継世代影響評価の試み

14. 漆原 佑介 (放射線医学総合研究所)

被災ウシの血漿生化学検査による被ばく影響評価

15. 鈴木 正敏 (東北大学加齢医学研究所)

肉用牛の血液、及び筋肉における放射性セシウムの生物学的半減期

<休憩 11:10-11:25>

11:25~12:40 座長 石田 健

16. 鈴木 譲 (元東京大学農学部)

放射能汚染地域のため池に棲むコイの健康状態

17. 中嶋 正道 (東北大学大学院農学研究科)

放射線被曝がヤマメ血液性状に与える影響

18. 田口 将 (東北大学大学院農学研究科)

長期放射線被曝によりヤマメ脾臓で発現応答する遺伝子の探索

<昼休み 12:40 - 13:50>

13:50~15:05 座長 福本学

19. 石田 健 (東京大学農学部)

高線量地帯における鳥類の研究経過、困難な点と現時点の展望

20. 岡田 啓司 (岩手大学農学部)

福島原発事故帰還困難区域における牛と放牧地の状況

21. 奥田 圭 (福島大学環境放射能研究所)

野生中・大型哺乳類の体内における放射性セシウムの蓄積状況と推移

<休憩 15:05-15:20>

15:20~16:25 座長 今中哲二

22. 遠藤 暁 (広島大学大学院工学研究院)

福島第1原発周辺汚染地域での地表ベータ線量のマッピング

23. 今中 哲二 (京都大学原子炉実験所)

チェルノブイリ原発事故がもたらした生物影響に関する研究の紹介

24. 荻野 晃也 (電磁波環境研究所) <報告10分、質疑5分>

原発事故による環境異変と電磁波被曝の環境影響

16:25~17:00 総合討論 座長 福本、今中

世話人 福本 学 東北大学加齢医学研究所

今中哲二 京都大学原子炉実験所

福島原発事故による周辺生物への影響に関する勉強会

◇ 日時：2014年8月10日（日）13:30～11日（月）12:30

◇ 場所：京都大学原子炉実験所事務棟会議室

プログラム

<8月10日（日）>

● 13:30～15:00

- ◇ 福本学（東北大）福島原発事故被災動物の線量評価事業の立ち上げと経過
- ◇ 秋元信一（北海道大）福島県における放射性降下物のアブラムシ集団への遺伝的影響と回復過程
- ◇ 檜山充樹（琉球大）ヤマトシジミの形態異常の推移(2011-2013)

● 15:15～16:45

- ◇ 鈴木譲（元東京大）放射能汚染地域のため池に生息するコイの免疫系
- ◇ 中嶋正道（東北大）福島県内河川のサクラマス・ヤマメにおける放射線被曝状況と影響について
- ◇ 中島裕夫（大阪大）セシウム 137 の慢性的経口摂取による多世代低線量・低線量率内部被ばくにおける子孫マウスへの影響

● 17:00～18:00

- ◇ 山城秀昭（新潟大）DNA 濃縮技術を用いた被災ウシの経世代的エクソン領域解析
- ◇ Randeep Rakwal（筑波大）、林剛平（東北大）Unraveling Low-Level Gamma Radiation-Responsive Gene, Protein, and Metabolite Expressions in Leaves and Seeds of Rice at Iitate Village, Fukushima
- 18:00～18:30 初日 discussion

<8月11日（月）>

● 9:30～10:30

- ◇ 尾崎清明（山階鳥類研）山階鳥類研究所 鳥類繁殖状況モニタリングと尾羽異常調査
- ◇ 石田健（東京大）高線量地帯におけるウグイスと鳥類群集のモニタリングと課題

● 10:40～11:40

- ◇ 遠藤暁（広島大）福島第一原発事故により沈着した放射性物質による β 線空間線量率と皮膚線量率の推定
- ◇ 今中哲二（京都大）チェルノブイリ原発事故と福島原発事故：放射能放出プロセスと汚染の違い

● 11:40～12:30 総合 discussion

世話人：福本 学（東北大加齢研）、今中哲二（京大原子炉）

**KUR REPORT OF
KYOTO UNIVERSITY RESEARCH
REACTOR INSTITUTE**

発行所 京都大学原子炉実験所
発行日 平成 28 年 1 月
住所 大阪府泉南郡熊取町朝代西 2 丁目
TEL (072) 451- 2300